



ORIGINAL ARTICLE

백령도와 수도권권의 PM_{2.5}와 PM₁₀의 시·공간적 특성

박준현¹⁾ · 이준엽¹⁾ · 최유진 · Zaeem Bin Babar²⁾ · 서석준 · 안준영 · 임호진³⁾*

국립환경과학원 대기환경연구부 대기환경연구과, ¹⁾(주)시드파트원, ²⁾편자브대학교 에너지 및 환경공학과
³⁾경북대학교 환경공학과

Characterizing Temporal and Spatial Patterns of PM_{2.5} and PM₁₀ in Baeangnyeong Island and the Seoul Metropolitan Area

Jun-Hyun Park, Joon Yeob Lee¹⁾, Yu-Jin Choi, Zaeem Bin Babar²⁾, Seok-Jun Seo, Joon Young Ahn, Ho-Jin Lim³⁾*

Atmospheric Environmental Research Department, Air Quality Research Division, National Institute of Environmental Research (NIER), Incheon 22689, Korea

¹⁾SEEDPARTONE Inc., Korea

²⁾Institute of Energy and Environmental Engineering, University of the Punjab, Lahore 54590, Pakistan

³⁾Department of Environmental Engineering, Kyungpook National University, Daegu 41566, Korea

Abstract

Particulate Matter (PM) pollution in South Korea is a complex issue influenced by external sources such as Asian dust transport, transboundary anthropogenic emissions, and domestic emissions. In this study, we investigated the spatiotemporal characteristics of PM_{1.0}, PM_{2.5}, and PM₁₀ using data collected from air quality research stations on Baeangnyeong Island and in the Seoul Metropolitan Area throughout 2022. PM concentrations were generally lower from summer to early autumn and increased from late autumn to spring. On Baeangnyeong Island, weekend PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations were 1.3 and 3.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ higher than on weekday levels, respectively, whereas in the Seoul Metropolitan Area, weekend levels were 0.9 and 1.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ higher than on weekdays, respectively. On Baeangnyeong Island, PM concentrations tended to increase during the nighttime and early morning hours, with daytime increases observed in summer. In contrast, Seoul exhibited a daytime decrease in PM concentrations during spring, whereas higher concentrations typically occurred during the day, and lower levels occurred at night in other seasons. A conditional Probability Function analysis at Baeangnyeong Island indicated the strong influence of westerly winds, highlighting the impact of transboundary pollution. Local emission sources were found to play a dominant role in Seoul. Potential Source Contribution Function analysis for Baeangnyeong Island identified major source regions in eastern and south-central China, including Shandong, Jiangsu, Shanghai, Zhejiang, Fujian, Henan, Hubei, and Hunan provinces. High PM episodes were primarily associated with westerly winds from eastern China. In Seoul, long-range transported pollutants were primarily traced to the Shandong Peninsula, Bohai Bay, and eastern China.

Key words : Fine particle, Temporal trend, Source region, Asian dust

Received 14 July, 2025; Revised 20 October, 2025;

Accepted 21 October, 2025

*Corresponding author : Ho-Jin Lim, Department of Environmental Engineering, Kyungpook National University, Daegu 41566, Korea
Phone : +82-53-950-7546
E-mail : hylim@knu.ac.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.
© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

1. 서론

미세먼지(PM₁₀, 입경이 10 μm 이하인 입자)와 초미세먼지(PM_{2.5}, 입경이 2.5 μm 이하인 입자)는 인체의 호흡기 및 심혈관 질환뿐만 아니라 폐암을 유발하고, 빛을 흡수하고 산란시켜 지구 온난화와 기후변화, 시정에도 영향을 미친다(Dockery et al., 1993; Kanakidou et al., 2005; Hallquist et al., 2009; Jimenez et al., 2009; Tie et al., 2009; Bahadur et al., 2012; Fiore et al., 2015). 극초미세먼지(PM_{1.0}, 입경이 1 μm 이하인 입자)는 PM_{2.5}보다 대기 중 먼지의 인체 위해성과 더 잘 연관되는 것으로 보고되고 있다(Lv et al., 2023; Kwon et al., 2023; Lung et al., 2024). 중국 광저우 지역에서 1954-2006년 사이의 연무(haze) 관측 자료와 사망 통계를 분석한 결과, 에어로졸의 농도 증가에 따른 폐암 사망률은 약 7년의 잠복기를 가지며, 결정계수가 0.97이었다(Tie et al., 2009). 수도권을 포함한 국내 대도시 지역에서 고농도 PM_{2.5}가 수반되는 심각한 대기오염 사례가 빈번하게 발생하고 있다(Kang et al., 2004; Kim et al., 2018; Park et al., 2020; Cho et al., 2021; Lee et al., 2022; Lim et al., 2022; Park et al., 2023). 이러한 고농도 PM_{2.5}는 국내 영향뿐만 아니라 중국이나 몽골 등에서 유래된 장거리 이동의 영향을 받는다(Lee et al., 2022). 2010년 ~ 2017년 국내 PM_{2.5} 농도에서 국외유입 영향이 40 ~ 65% 수준으로 분석되었다(Bae et al., 2020). 우리나라는 PM₁₀과 PM_{2.5} 저감을 위해 산업부문 배출총량제의 전국적 확대, 노후 경유차 감축과 저공해차 보급 확대, 축산환경 관리 강화, 미세먼지 고농도 계절관리제의 시행, 동아시아 지역 협약을 통한 국제적 협력, 다부처 협업 기반의 기술개발 사업 추진 등 다양한 정책을 시행하고 있다(Ministry of Environment, 2019; Ministry of Environment, 2024).

2019년 12월 Coronavirus disease 2019 (COVID-19) 발생에 따른 봉쇄 정책으로 세계 각국의 대기오염물질의 농도가 전반적으로 감소하였다(Collivignarelli et al., 2020; Nakada and Urban, 2020; Vuong et al., 2020). 우리나라 2022년 전국 연평균 PM_{2.5} 농도는 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 2019년 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 대비 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하였으나, 여전히 환경기준인 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에는 미치지 못하고 있다.

국립환경과학원 백령도 대기환경연구소는 2008년

부터 다양한 연구를 통해 미세먼지 성분 데이터를 수집하고 공개해 왔으며, 산동반도에서 약 180 km, 수도권에서 약 206 km 떨어진 배경지역에 위치해 있어 장거리 이동 연구에 중요한 역할을 하고 있다. COVID-19 이전 백령도에서는 PM_{2.5} 성분과 계절별 특성이 다수 보고되었으나(Sung et al., 2018; Kim et al., 2022; Kang et al., 2020), COVID-19 이후 변화는 충분히 규명되지 않았다. 도시권의 연구는 진행되고 있으나, 대표적 배경지역인 백령도의 미세먼지 오염 특성에 대한 연구는 부족하다. 본 연구에서는 백령도와 수도권의 COVID-19 발생 시기와 이후 미세먼지 농도 변화와 시공간적 특성을 분석하고, 장거리 이동 영향을 받는 배경지역과 대도시권의 차이를 비교하였다. 2022년 1월부터 12월까지 국립환경과학원 백령도 대기환경연구소와 수도권 대기환경연구소의 1시간 평균 농도를 활용하였고, 2020년과 2021년은 월간 평균농도를 활용하였다. 국가 배경 및 교외 대기 측정망(덕적도, 태하리, 저구리, 고산리, 파도리)과 수도권, 인천, 경기 측정소의 PM 농도는 2020년 1월부터 2022년 12월까지의 월평균 데이터를 분석하여 미세먼지의 오염 특성, 시·공간 분포, 장거리 이동 영향을 평가하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 측정지점

Fig. 1과 같이 백령도 측정소는 37°57'57"N과 124°37'50"E 지점의 고도 122 m에 설치되어 있고, 주변에 항포구와 군사시설이 위치하고 있다. 수도권 대기환경연구소는 서울특별시 은평구 37°36'38"N과 126°56'01"E 지점의 고도 67 m에 설치되어 있으며, 북서쪽에는 북한산이, 남서쪽에 주거 및 상업시설이 분포한다.

2.2. 활용자료

2.2.1. PM 질량 농도

본 연구는 PM₁₀과 PM_{2.5}를 주요 분석 대상으로 하였으며, 극초미세입자의 기여와 특성을 규명하기 위해 PM_{1.0}도 포함하였다. 백령도와 수도권의 PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{1.0} 농도는 BAM-1020 (MetOne Instruments Inc.)으로 연속 측정하였다. 국립환경과학원 백령도 대기환



Fig. 1. Location of the monitoring site in Baengnyeong Island and Seoul Metropolitan Area, Korea.

경연구소는 2008년부터 다양한 연구를 통해 미세먼지 성분 데이터를 수집하고 공개해 왔다. 산동반도에서 약 180 km, 수도권에서 170 km 떨어진 배경지역에 위치해 있어 장거리 이동 연구에 중요한 역할을 수행하고 있다. 부록 Table S1에 BAM-1020의 자세한 사양을 나타내었다. 시료 유입부에는 관성충돌(impactor) 분립기 및 사이클론(cyclone) 분립기가 설치되었다. 흡입구 튜브에 히터를 설치해 상대습도가 35%보다 높아질 경우 40℃로 가열하여 상대습도를 35% 이하로 유지하였다. 필터 테이프에 16.7 L/min으로 45분간 채취한 시료는 채취 전과 후의 베타선 감쇠로부터 미세먼지 질량농도($\mu\text{g}/\text{m}^3$)를 산출하였다. 블랙카본(Black Carbon; BC)은 Aethalometer(AE33, Magee Scientific, 880

nm), 질소산화물(Nitrogen Oxides; NOx)은 화학발광 분석기(Model 42i, Thermo Scientific), 일산화탄소(Carbon Monoxide; CO)는 비분산적외선분석기(Model 48i, Thermo Scientific)로 각각 측정하였고 PM 데이터의 해석에 활용하였다.

2.2.2. 기상데이터

기상 데이터(기온, 상대습도, 풍향, 풍속)는 기상청 기상자료 개방포털(<https://data.kma.go.kr>)의 방재기상 관측 1시간 평균 자료를 활용하였다. 백령도 기상 관측망은 대기환경연구소에서 북쪽으로 약 50 m 떨어져 있고, 수도권 기상측정망은 대기환경연구소 내에 설치되어 있다.

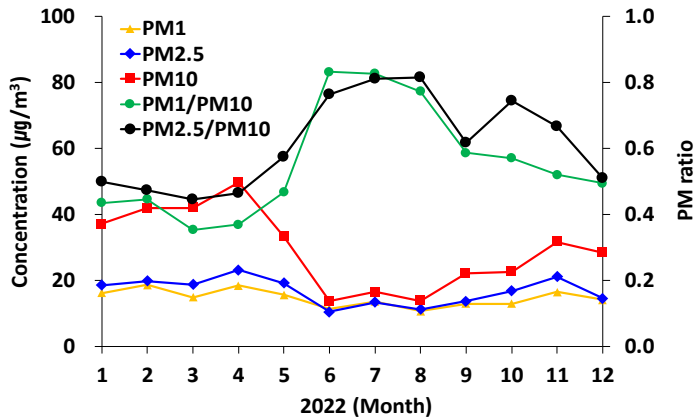


Fig. 2. Monthly variations of PM_{1.0}, PM_{2.5}, and PM₁₀ concentrations(µg/m³) and their ratios(PM_{1.0}/PM₁₀, PM_{2.5}/PM₁₀) observed at Baengnyeong Island during 2022 with Asian dust.

2.3. 데이터 해석

2.3.1. Conditional Probability Function (CPF)

Conditional Probability Function (CPF)는 국지적 오염원의 배출원을 효과적이고 간단하게 제시하는 방법이다(Ashbaugh et al., 1985). 본 연구에서도 국지적 오염원의 영향을 평가하기 위하여 CPF 분석을 하였다. CPF는 다음식으로 계산 하였다.

$$CPF_{\Delta\theta} = \frac{m \Delta\theta |_{C \geq x}}{n \Delta\theta}$$

여기서, $\Delta\theta$ 는 풍향, C는 농도, x는 임계값(백분위 농도), $m\Delta\theta$ 는 특정 풍향의 농도가 임계값 이상인 시료 수, $n\Delta\theta$ 는 해당 풍향의 전체 시료 수이다.

2.3.2. Potential Source Contribution Function (PSCF)

장거리 이동의 영향을 평가하기 위하여 공기의 역궤적 분석자료와 수용점의 대기오염물질 농도를 결합하여 배출원의 위치를 확인하는 영향인자기여합수(Potential Source Contribution Function : PSCF)를 분석하였다(Kim et al., 2018; Li et al., 2018). PSCF는 다음식으로 계산 하였다.

$$PSCF = \frac{m_{ij}}{n_{ij}}$$

여기서 n_{ij} 는 궤적이 격자(i, j)를 통과한 총 횟수, m_{ij} 는 측정 농도가 기준치 이상일 때 통과한 횟수이다. 본 연구에서 평균 빈도수 기준을 백분위 90% 이상인 농도로 하였다.

미세먼지의 장거리 이동 경로는 HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) 모델을 이용하여 분석하였다(<https://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>). 측정 지점의 좌표는 수도권(37.52°N, 127.12°E)과 백령도(37.57°N, 124.37°E)로 설정하였으며, 시작 고도는 200 m로 하였다. 2022년 동안 매 72시간 간격으로 역궤적을 계산하여 장거리 이동 특성을 평가하였다.

2.4. 정도관리

BAM-1020의 베타선 통과경로에 검량을 위한 표준 필름이 내장되어 있으며, 매시간 미세먼지 농도를 결정한다. 매시간 내부 표준필름의 측정된 값과 제조사에서 제공한 값을 비교하였고, 비정상 작동이 확인된 경우 해당 측정 데이터는 제외하였다. 부록 Fig. S1에 수동시료 채취장치(Met One, E-SEQ-FRM, NM)로 테플론(PTFE) 필터(MTL, 2 µm, 47 mm, MN)에 24시간 동안 시료를 채취한 후, 마이크로 저울(Mettler Toledo, XPR2U, 스위스)로 측정된 질량농도를 등가성 평가하여 나타냈다. PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{1.0} 농도는 회귀분석에서 각각 $y = 0.9876x - 0.1919(R^2 = 0.99)$, $y = 0.9685x + 1.3760(R^2 = 1.00)$, $y = 0.9423x - 0.6556(R^2 = 0.99)$ 으로 서로 잘 일치하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 백령도 미세먼지의 계절 및 월간변화

백령도 대기환경 연구소의 2022년 PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{1.0} 연평균 농도는 각각 29.9, 16.9, 14.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 나타났다. 최근 2019년부터 2021년까지 연평균 농도는 PM₁₀이 40.2, 33.1, 41.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM_{2.5}가 20.3, 18.7, 20.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM_{1.0}은 2020년부터 측정이 시작되어 2020년~2021년 연평균 농도가 8.0, 13.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 2020년에는 기상 조건, 대기 정체, 장거리 이동의 요인과 2019년 12월 발생한 COVID-19의 영향으로 국내·외 산업활동이 일시적으로 감소하여 2019년 대비 PM₁₀, PM_{2.5}의 농도가 각각 7.1, 1.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 감소하였다. 이후 2021년 국내·외 산업활동이 회복하면서 8.5, 2.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 만큼 다시 증가하였다. 또한, 2022년에는 최근 3년 동안 측정된 평균 농도보다 각각 8.4, 3.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 가 줄어들었다. 대구에서는 PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂, CO, SO₂의 농도가 3.75%, 30.9%, 36.7%, 43.7%, 21.3% 각각 감소하였으며(Vuong et al., 2022), 이탈리아는 PM₁₀, PM_{2.5}, CO, NO_x가 각각 47%, 47%, 46%, 73% 감소하였다(Collivignarelli et al., 2020). 또한, 제주도 PM_{2.5}는 23.5% 감소했다(Lee et al., 2022). 제주도 PM_{2.5} 농도는 2019년 대비 2020년 봄, 여름, 가을, 겨울 모두 낮게 나타났다(Lee et al., 2022). 백령도에서 COVID-19 전후 계절에 따른 PM_{2.5} 농도 변화는 뚜렷하지 않았고, 2018년~2020년 모두 겨울, 봄철에 높고 여름, 가을철에 농도가 낮았다(Lee et al., 2022). 2022년 PM₁₀의 고농도 기준 농도(150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)가 12시간 이상 지속된 횟수는 5회였다. PM_{2.5}의 고농도가 발생한 달은 1~4월, 10~12월이었으며, PM₁₀은 2~4월 12월에 발생했다. 2022년 PM_{2.5}의 고농도 기준농도(35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)가 12시간 이상 지속된 횟수는 11회, 36시간 이상 지속된 횟수가 1회였고 평균 농도는 50.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. Fig. 2에 2022년 백령도의 PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{1.0}, 농도 및 PM_{1.0}/PM₁₀, PM_{2.5}/PM₁₀의 월평균 농도 시계열을 각각 나타냈다. 황사 발생 날짜를 제외한 월평균 값의 시계열은 부록 Fig. S2에 나타났다. 부록 Fig. S3에는 백령도 계절별 농도를 비교하였다. 황사 발생일은 기상청 백령도 관측소 발표 자료를 활용하였다. 황사 발생 날짜가 포함 및 미포함된 경우의 PM₁₀ 농도는 3월의 경우 42.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 37.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 4월은 49.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 48.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 11월은 31.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 30.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 12월은

28.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 21.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 그 차이는 12월에 7.38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 가장 높았다. 12월에 농도의 차이가 가장 크게 나타난 것은 겨울철 대기 확산을 억제하는 기온 역전, 낮은 혼합고에 따른 미세먼지 증가와 편서풍에 의한 장거리 이동영향, 난방에 따른 국지적 배출량 증가가 복합적으로 작용한 것으로 사료된다. PM_{2.5}와 PM₁₀의 월평균 농도는 4월(PM_{2.5} 23.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM₁₀ 49.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)에 가장 높게 나타났다. 백령도 PM₁₀의 질량농도는 봄(3월~5월), 여름(6월~8월), 가을(9월~11월), 겨울(12월~2월)에 각각 41.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 15.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 25.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 35.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 백령도의 PM_{2.5}/PM₁₀ 비는 0.45~0.82로 여름과 가을철에 높았고, 8월이 0.82로 가장 높게 나타났다. PM_{2.5}/PM₁₀비가 높으면 인위적 배출원과 이차 생성의 영향이 크다(Zhao et al., 2019). PM_{1.0}/PM₁₀ 비는 0.35~0.83로 PM_{2.5}/PM₁₀와 마찬가지로 여름과 가을철에 높았고, 7월이 0.83로 가장 높게 나타났다. 7, 8월의 경우 PM₁₀ 농도가 상대적으로 낮아서 PM_{2.5}/PM₁₀ 비가 높게 나타났다. PM₁₀과 PM_{2.5} 농도는 여름에서 초가을까지 낮은 수준으로 나타났고, 늦가을부터 봄철까지 증가하는 추세를 보였다. 이는 늦겨울부터 이른 봄에 발생하는 황사와 고농도 미세먼지 사례에 의한 것으로 사료된다. 우리나라는 지리적 조건과 편서풍에 의해 서해상으로 장거리 이동되어 유입된 미세먼지가 백령도에 영향을 주고 있다(Oh et al., 2017; Park et al., 2018). 예를 들어, 2019년 2월 말에서 3월 초까지 발생한 고농도 미세먼지는 장거리 이동의 영향으로 국외 기여도가 78.8%까지 나타났다(Lee et al., 2019).

부록 Table S2, S3에 백령도를 포함한 국가배경농도 측정망의 PM₁₀과 PM_{2.5} 농도를 비교하여 나타내었다. 2022년 PM₁₀ 농도는 백령도(29.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 파도리(43.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 덕적도(28.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 태하리(21.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 저구리(15.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 고산리(30.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)로 백령도가 파도리 다음으로 높게 나타났다. PM_{2.5} 농도는 백령도(16.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 덕적도(15.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 태하리(14.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 저구리(15.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 고산리(13.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 파도리(24.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 측정소를 비교했을 때, 백령도는 화력발전소 및 대형사업장이 있는 지역에 위치한 파도리 다음으로 높았다. 지역별 배출원, 지형 및 기상 조건, 장거리 이동 영향에 따라 배경지역 농도가 다르게 나타났다.

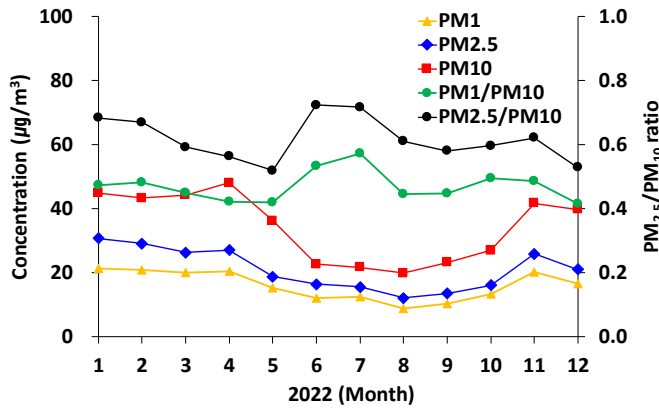


Fig. 3. Monthly variations of $\text{PM}_{1.0}$, $\text{PM}_{2.5}$, and PM_{10} concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) and their ratios ($\text{PM}_{1.0}/\text{PM}_{10}$, $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$) observed at sites in the Seoul Metropolitan Area sites during 2022 with Asian dust.

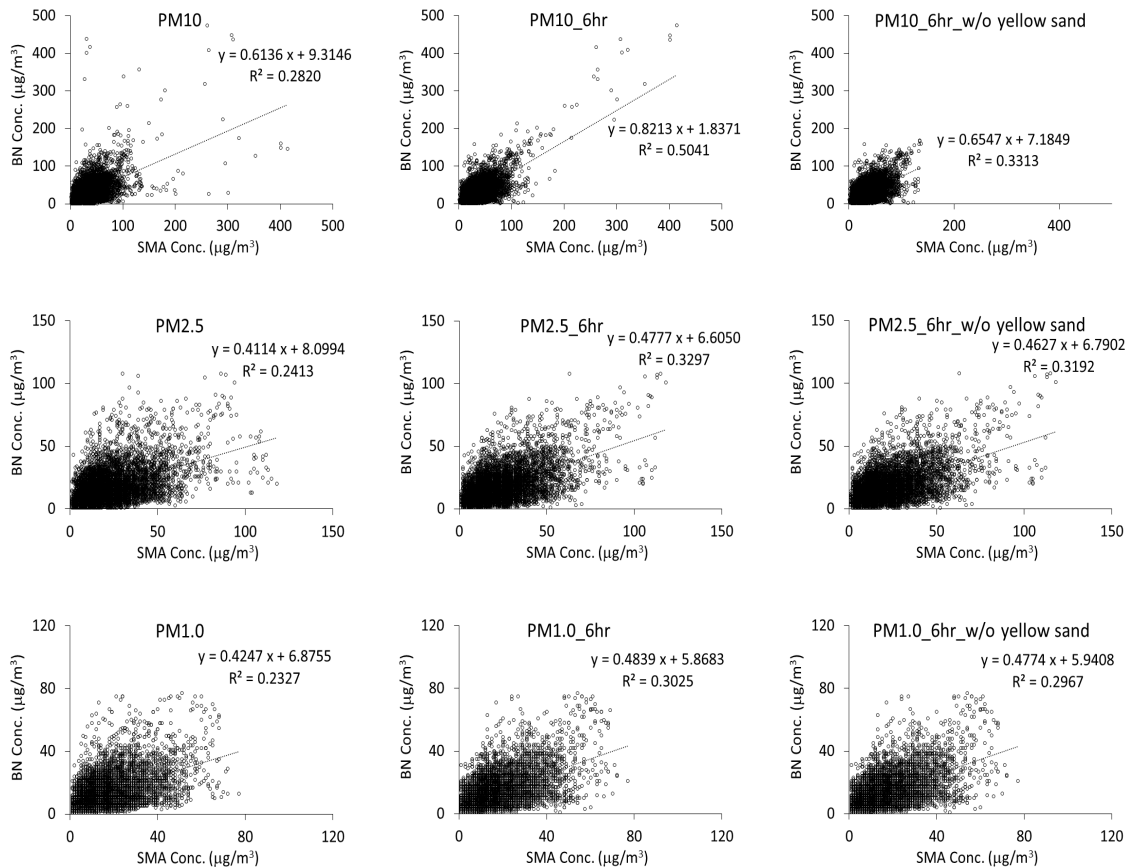


Fig. 4. Correlations between PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, and $\text{PM}_{1.0}$ concentrations measured at Baengnyeong (BN) and in the Seoul Metropolitan Area (SMA). Each panel presents linear regression results based on real-time data, 6-hour time-lagged data (6 hr), and data excluding Asian dust events (w/o Asian dust).

3.2. 수도권 미세먼지의 특성평가

Fig. 3에 수도권의 PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{1.0}, 농도 및 PM_{1.0}/PM₁₀, PM_{2.5}/PM₁₀의 월평균 시계열을 각각 나타냈으며, 황사 미발생시 시계열은 부록 Fig. S4에 나타냈다. 수도권 지역 황사 발생일은 수도권 기상청 발표 자료를 활용하였다. 수도권 대기환경연구소의 2022년 연평균 PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{1.0} 농도는 34.8, 21.3, 16.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 나타났다. 부록 Table S3에 수도권 PM₁₀의 농도는 2020년 대비 2021년에 감소했다가, 2022년 소폭 증가하였고, PM_{2.5}는 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 수준을 유지하였다. 수도권 PM₁₀, PM_{2.5}의 월평균 농도는 11월부터 4월까지 높게 나타났고, 5월부터 10월까지 상대적으로 낮은 농도를 보였다. 2022년 PM₁₀ 월평균 농도가 4월에 48.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높게 나타났으며, PM_{2.5}는 1월에 30.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높게 나타났다. 부록 Fig. S5는 수도권 계절별 농도를 보여준다. 수도권 PM₁₀의 질량 농도는 봄, 여름, 가을, 겨울, 각각 42.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 21.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 30.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 42.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. PM_{2.5}는 봄, 여름, 가을, 겨울, 각각 24.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 14.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 18.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 26.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 수도권 PM_{1.0}은 봄, 여름, 가을, 겨울에 각각 18.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 11.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 14.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 19.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 수도권은 겨울철 농도가 가장 높게 나타났다. 2022년 PM₁₀의 고농도 기준 농도 (150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)를 초과하여 12시간 이상 지속된 시기는 3월, 4월, 12월에 각각 1회씩 발생했다. 수도권 국가 농도 측정망의 PM₁₀ 농도는 수도권(32.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)이 인천(33.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 경기(35.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)에 비해 낮게 나타났다. PM_{2.5}는 수도권(18.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)이 인천(19.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 경기(19.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)에 비해 낮게 나타났다. 2022년 평균 PM_{2.5}/PM₁₀은 0.62로 2021년 0.59보다 소폭 증가했다. PM₁₀은 매년 감소 추세를 보이지만 PM_{2.5}는 변화가 작아 상대적으로 PM_{2.5}/PM₁₀이 증가한 것으로 나타났다. PM_{1.0}/PM₁₀ 비는 0.42~0.57로 4월, 5월에 가장 낮고, 7월에 0.57로 가장 높게 나타났다. PM_{2.5}는 고농도 미세먼지 사례가 자주 발생했던 겨울과 봄철에 높게 나타났다. 인구 밀집도가 높은 수도권은 겨울철 난방 및 화석연료 사용량 증가로 인해 연소 관련 배출원이 크게 증가하며(Nguyen and Kim, 2006; Kwon et al., 2022), 이로 인해 수도권에서 겨울철 PM_{2.5} 및 PM_{1.0} 농도가 증가하는 것으로 나타났다. Oh et al., (2023)은 2020년 8월부터 2021년 1월, 2021년 8월부터 2022년 2월까지 겨울철 고농도 사례에서 연소와

관련된 PM_{1.0}의 Cl⁻ 농도가 평상시보다 6배 이상 증가했다고 보고하였다. 연소 기원의 증가는 PM₁₀ 농도가 감소하고, PM_{2.5}의 변화가 작아 PM_{2.5}/PM₁₀ 비율이 증가하였다. PM_{1.0}/PM₁₀ 비가 겨울철에 상대적으로 낮고, 여름철에 높게 나타나, 수도권의 계절별 미세먼지 농도 특성이 뚜렷하게 구분되었다.

3.3. PM_{2.5}와 PM₁₀의 상관성

PM₁₀과 PM_{2.5}의 상관성이 높으면 오염원이 유사하고, PM_{2.5}/PM₁₀ 비가 높으면 인위적 배출원과 이차 생성의 영향이 크다(Gao et al., 2015; Zhao et al., 2019). 도심과 같이 기류에 의한 대기정체현상이 발생하지 않는다면 PM₁₀과 PM_{2.5}의 단순선형회귀식의 잔차로 황사 발생 관측날짜를 분리할 수 있다. 본 연구의 단순선형회귀 분석 결과에서 잔차 기준은 황사 발생일의 최저값보다 높은 기류기로 백령도는 -20이하, 수도권은 -30이하로 설정하였다. 부록 Fig. S6에 백령도와 수도권 PM₁₀과 PM_{2.5} 일평균 농도의 잔차를 활용하여 이상치를 분리한 상관성 분석 결과를 나타내었다. 백령도 PM₁₀과 PM_{2.5} 단순선형회귀식 결과의 잔차 기준에서 벗어나는 값과 기상청이 발표한 황사 발생 관측날짜와 일치하였다. 기상청이 발표한 백령도 2022년 황사 발생 관측날짜는 3월 4~6일, 4월 26~27일, 11월 26일, 12월 12~13일 이었고, 수도권기상청에서 발표한 수도권 황사발생 관측날짜는 3월 4~5일, 4월 27~28일, 11월 26일, 12월 13일 이었다. 잔차 기준에서 벗어나는 날짜는 3월 4~5일, 4월 27~28일, 5월 1일, 11월 26일, 12월 13~14일로 5월 1일과 12월 14일을 제외하고 일치하였다. 5월 1일과 12월 14일의 경우 도심 특성상 잔류된 황사가 측정된 것으로 사료된다. 백령도 대기환경연구소 및 인근 지역을 통과한 공기가 수도권 대기환경연구소에 도달하는 평균 시간을 추정하였다. 백령도에서 PM₁₀ 농도가 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이상 발생한 후 수도권에서 PM₁₀ 농도가 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이상 발생하는 횟수를 8회 측정하여 이동 평균 시간을 약 6시간으로 설정하였고, 이를 통해 장거리 이동과 역내 배출의 영향에 대하여 황사 및 비황사 기간을 비교하였다. Fig. 4에 백령도와 수도권 대기환경연구소의 실시간과 6시간 후 황사 기간과 비황사 기간으로 구분하여 PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{1.0}의 단순 선형 회귀식과 상관도를 나타냈다. 백령도와 수도권 PM₁₀의 상관성은 장거리 수송의 영향을 크게 받아 공기 이동시간을 고려했을 때 결정계수(R²)

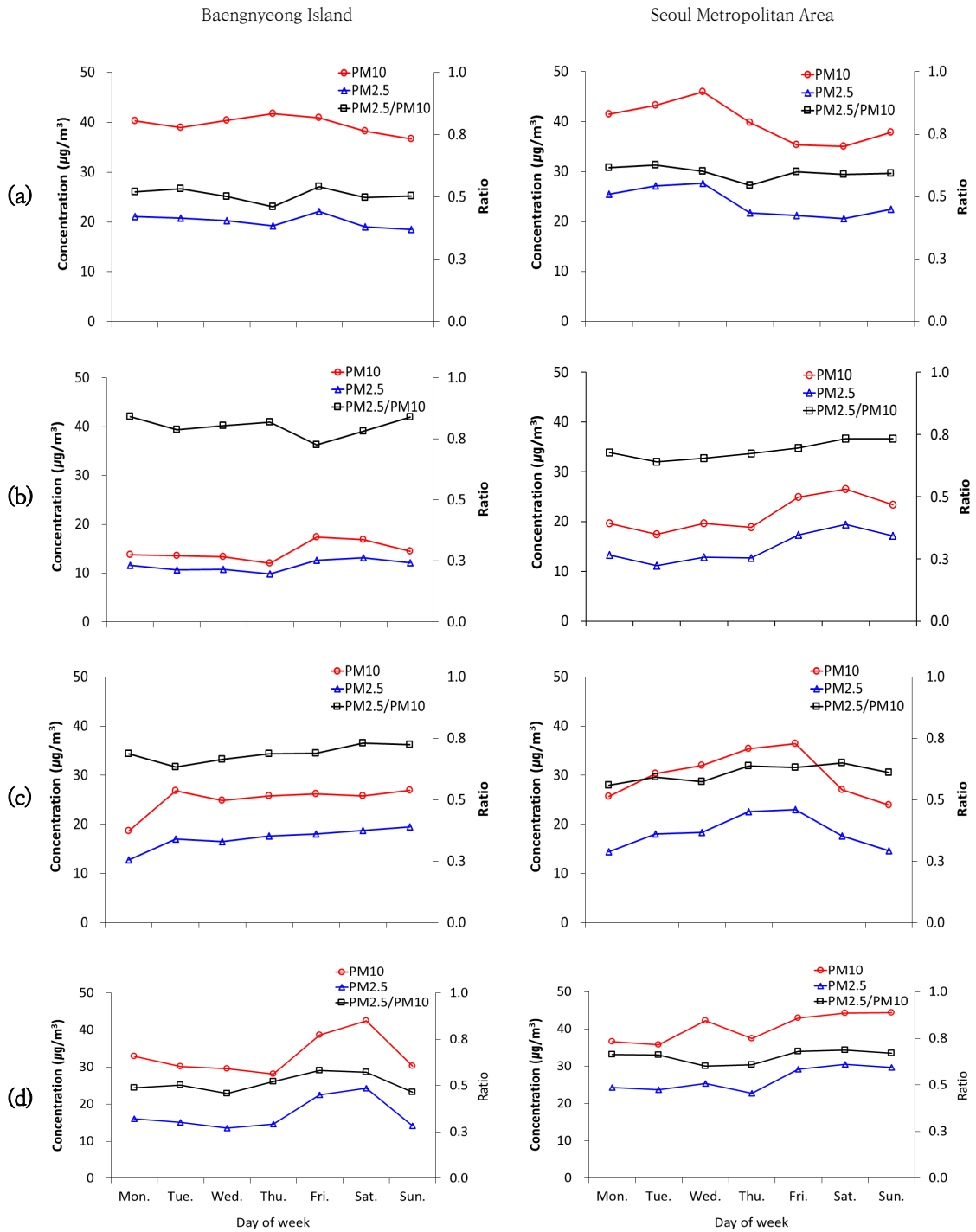


Fig. 5. Weekly variations of PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations by season at Baengnyeong Island (BN) and the Seoul Metropolitan Area (SMA). (a) Spring, (b) Summer, (c) Fall, and (d) Winter.

가 0.50으로 가장 높게 나타났다. PM_{2.5}는 R²가 0.41로 중간 수준의 상관성을 보였으며, 황사를 제외한 경우에도 차이는 크지 않았다. PM_{1.0}은 R²가 0.23~0.30으로, 초미세입자는 국지적 배출원 및 지역적 요인에 더 크게 영향을 받는 것으로 사료된다. 백령도와 수도권 대기환경연구소간 PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{1.0}의 R²는 낮게 나타났다. 이동 평균 시간을 고려한 상관관계에서도 상관도는 소폭 증가하였으나 황사기간을 제외하면 상관성은 매우 낮게 나타났다. 단순선형회귀식과 상관계수는 부록 Table S4에 요약해 나타났다.

백령도 PM₁₀과 PM_{2.5}의 회귀식은 $y = 0.3583x + 6.3473$ (R² = 0.62)이었고, 수도권권의 회귀식은 $y = 0.478x + 4.6262$ (R² = 0.59) 이었다. 백령도에서 이상치의 회귀식은 $y = 0.1526x - 2.4333$ (R² = 0.82)이었고, 이상치를 제외한 회귀식은 $y = 0.4975x + 2.5618$ (R² = 0.80) 이었다. 수도권에서 이상치의 회귀식은 $y = 0.1679x + 2.3674$ (R² = 0.78) 이었고, 이상치를 제외한 회귀식은 $y = 0.7005x - 2.3681$ (R² = 0.82) 이었다.

부록 Fig. S7에 백령도 일평균 PM₁₀, PM_{2.5}의 계절별 단순선형회귀식과 상관도를 나타내었다. 백령도 봄, 여름, 가을, 겨울 PM₁₀과 PM_{2.5}의 회귀식은 각각 $y = 1.7363x + 6.0821$ (R² = 0.60), $y = 0.5096x + 4.517$ (R² = 0.68), $y = 0.5121x + 4.2313$ (R² = 0.72), $y = 0.3380x + 5.5450$ (R² = 0.62) 이었다. 2022년도 7월 15일의 PM₁₀ 농도 158 µg/m³는 순간 최대 풍속이 10.9 m/s까지 증가하면서 나타난 비산먼지에 기인한 것으로 사료된다. 가을에 가장 상관성이 높게 나타났으나, 땅날림현상이 있었던 7월 15일을 제외하면 여름이 상관계수 0.7450으로 가장 높았다. 황사는 상관성에 크게 영향을 미쳐 봄과 겨울에는 상관성이 낮게 나타나며, 여름과 가을에 상관성이 높게 나타났다.

부록 Fig. S8에 수도권 일평균 PM₁₀, PM_{2.5}의 계절별 상관도를 나타내었다. 수도권 봄, 여름, 가을, 겨울 PM₁₀과 PM_{2.5}간 회귀식은 각각 $y = 0.3826x + 7.5868$ (R² = 0.46), 회귀식은 $y = 0.7242x - 0.6664$ (R² = 0.84), $y = 0.7197x - 3.4725$ (R² = 0.82), $y = 0.4297x + 8.4946$ (R² = 0.50) 이었다. 수도권 대기환경연구소의 계절별 상관계수는 여름이 가장 상관성이 높게 나타났고, 황사현상이 발생한 봄과 겨울은 상관성이 낮게 나타났다. 백령도와 수도권권의 PM₁₀과 PM_{2.5}은 황사 기간에 상관계수가 높게 나타났으나, PM_{1.0}은 상대적으로

낮은 상관성을 보였고, 장거리 이동 영향과 도시권 국지 오염 특성이 입자 크기에 따라 두 지역 간 다른 경향으로 나타났다.

3.4. 주간 변화

백령도와 수도권 지역의 PM₁₀, PM_{2.5}, BC, CO, NO_x 농도 변화를 계절별, 요일별로 분석하였다. BC는 연소 기원의 대표적인 입자상 오염물질이며, CO는 불완전 연소의 지표로 장거리 수송 추적에 유용하다. NO_x는 PM_{2.5} 전구물질로서 이차 유기 에어로졸 형성과 관련이 있다. Fig. 5에 황사 발생일을 제외한 2022년 백령도와 수도권권의 계절별 주간 PM₁₀, PM_{2.5} 농도를 비교하여 나타났다. BC, NO_x, CO의 계절별 주간변화는 부록 Fig. S9에 나타났다. 백령도와 수도권 모두 주중에는 PM₁₀과 PM_{2.5} 농도가 상대적으로 높고 주말에는 낮았으며, 교통량과 산업활동이 집중되는 주중과 활동이 감소하는 주말의 차이가 뚜렷하게 나타났다. 수도권은 봄과 겨울철에 주중은 고농도, 주말은 저농도 경향이 나타났고 여름과 가을철에는 변동 폭이 낮았다. 가을철 수도권은 주 후반에 농도가 가장 높고 주말까지 낮아지다가 주중에 증가하는 경향을 보였다. 겨울철은 주 후반, 주말 농도는 비슷하였고, 주 초반에 조금 낮았다. 백령도 봄철에는 주중 후반부에 농도가 증가하였다가 주말 동안 감소하였고, 여름에는 주말에 최고 농도를 보이고 이후 감소하였다가 다시 증가하는 경향을 보였다. 가을철은 가장 낮은 월요일은 제외하고 비슷한 농도를 보였고, 겨울철은 주말에 최고 농도를 보인 후 감소하였고, 주 초반에 다시 증가한 다음 주 후반까지 최저 농도로 감소하였다. 주간 변화는 교외 활동, 주말 가정·상업 시설 활동, 차량 운행, 국외 미세먼지 유입 등 복합적인 요인이 작용한다(Szulejko et al., 2018; Choi et al., 2022).

백령도 봄철 BC는 주간 내 큰 변동 없이 유지되었으며, NO_x는 주 초반에 최고 농도를 기록한 뒤 감소하였고, CO는 주 후반에 가장 높은 농도를 보였다. 여름철 BC와 CO는 주말, NO_x는 주 후반에 가장 높았다. 가을철에는 주 후반부로 갈수록 증가하는 경향을 보였으며, BC는 주말에 가장 높았다. 겨울철에는 주말과 주 초반에 가장 높았고, 다른 계절 대비 전반적으로 높은 농도를 유지하였다. 수도권 봄철 BC는 주 초반 동일한 농도로 유지되다가 점차 감소하였고, NO_x와 CO는 주 초반에 가장 높다가 점차 감소하였다. 여름철 BC, CO는

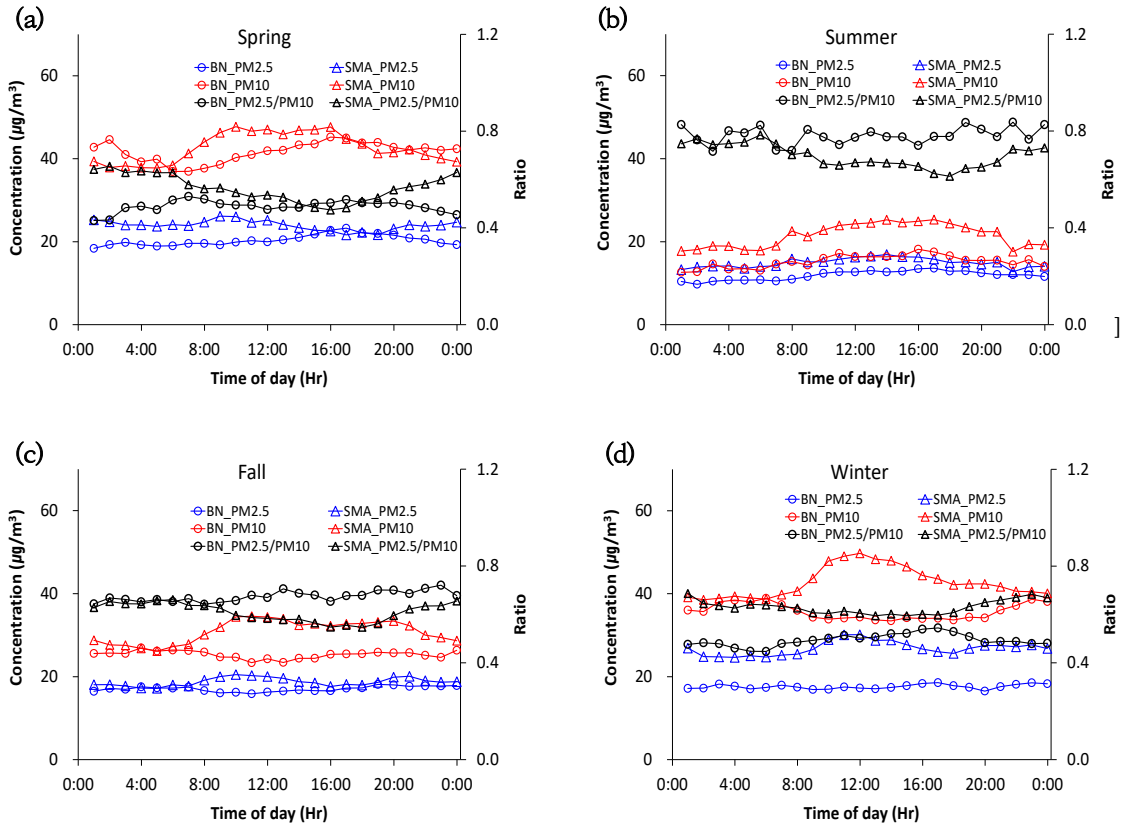


Fig. 6. Daily variations of PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations by season (a) Spring, (b) Summer, (c) Fall, and (d) Winter. BN and SU denote Baengnyeong Island (background site) and the Seoul Metropolitan Area (urban site), respectively.

주말에 가장 높았고 NO_x는 주 후반에 가장 높았다. 가을철 BC, NO_x, CO 모두 주 초반부터 주 후반까지 증가하였고, 주말에 전반적으로 감소하였다. 겨울철은 BC와 CO는 주말에 가장 높게 나타났으며, NO_x는 주 초반과 주 후반에 높게 나타났고, 수도권은 백령도보다 BC와 NO_x가 약 2배 이상 높게 나타났다. CO 농도는 유사하거나 다소 낮았다. 수도권 PM₁₀, PM_{2.5}, BC, NO_x, CO는 전 요일에 걸쳐 모든 물질 간 상관성이 높게 나타난 반면, 백령도는 요일별 상관성 편차가 컸다. 백령도에서는 수요일과 일요일만 유의한 상관성이 나타났다. 수도권 PM₁₀, PM_{2.5}, BC, NO_x, CO는 상관성이 전 요일에 걸쳐 높게 나타나 공통 배출원의 영향을 받았고, 백령도는 요일별 상관성 편차가 크고 외부 요인의 영향을 받은 것으로 사료된다.

3.5. 일변화

Fig. 6은 2022년 황사 발생일을 제외한 기간 동안 백령도와 수도권의 계절별 PM₁₀ 및 PM_{2.5} 농도의 일변화를 나타냈다. 주간 태양 복사력에 의해 발달된 경계층은 대기오염물질을 확산시켜 농도를 낮추고, 야간에는 복사 냉각으로 경계층이 얇아져 대기오염물질이 정체되어 농도가 높아진다(Du et al., 2020). 백령도는 가을과 겨울철에 오전 9시부터 오후 3시까지 PM 농도가 감소하는 경향을 보였으며, 오후 4시 이후부터 점차 증가하여 야간까지 높은 농도를 유지하였다. 반면, 봄과 여름철에는 주간 시간대에 상대적으로 높은 농도 분포가 관찰되었다. 수도권의 경우, 모든 계절에서 낮 시간대에 PM₁₀과 PM_{2.5} 농도가 높게 나타났고, 밤 시간대에는 감소하는 경향을 보였다. 백령도는 국지적 배출원이 적어 경계층 변화와 장거리 수송의 영향을 크게 받았으며, 특

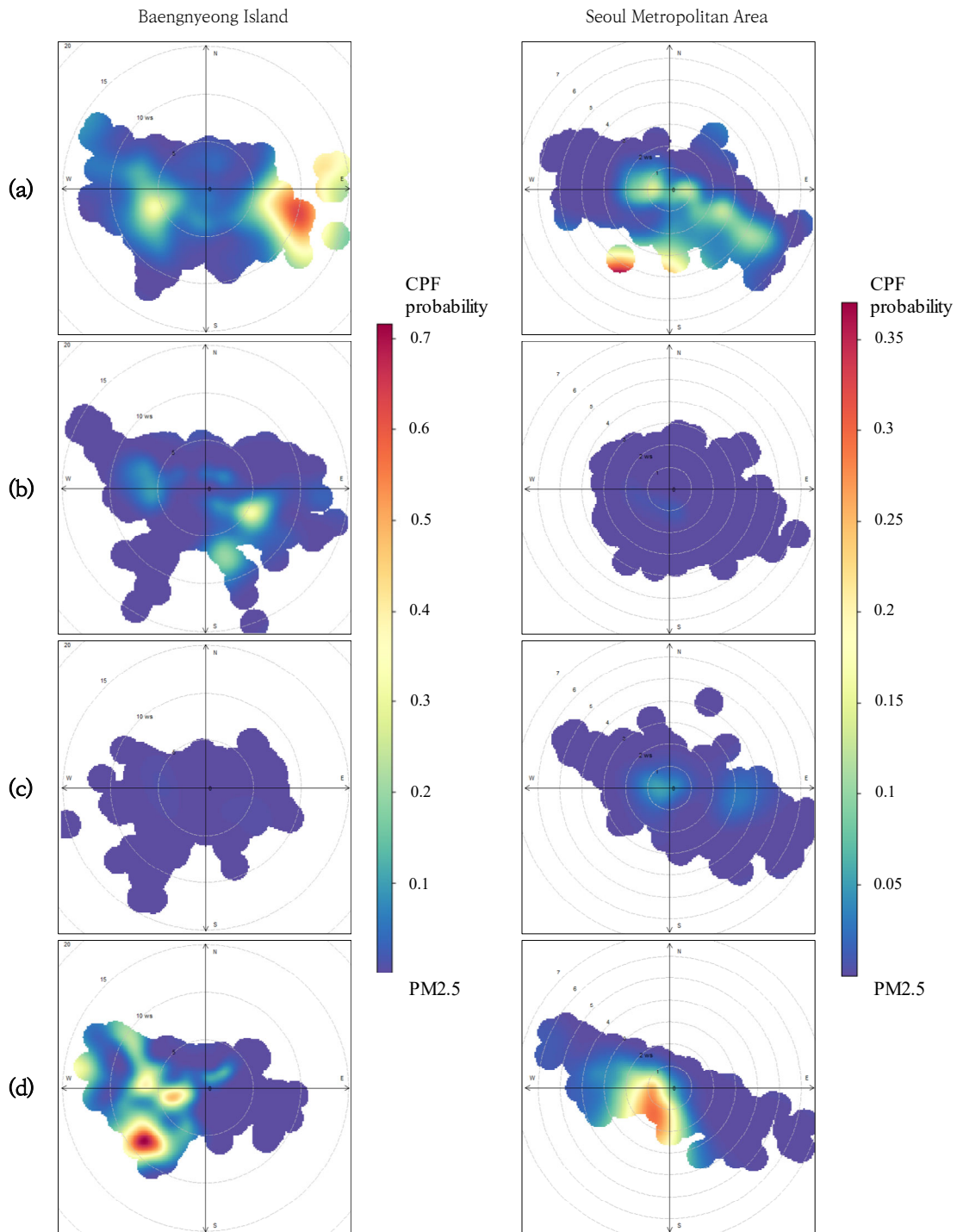


Fig. 7. Seasonal CPFs distributions of PM_{2.5} concentrations at Baengnyeong Island and Seoul Metropolitan Area sites. (a) Spring, (b) Summer, (c) Fall, and (d) Winter.

히 가을과 겨울철에는 낮 시간대 혼합고 상승으로 농도가 낮아졌다가 저녁 이후 다시 증가하였다. 봄철 백령도의 PM₁₀ 농도는 오후 16시에 45.2 µg/m³로 최고치를 기록하였고, 오전 6시에 36.9 µg/m³로 최저치를 보였다. PM_{2.5}는 오후 5시에 23.3 µg/m³로 최대, 새벽 1시에 18.4 µg/m³로 최소 농도를 나타냈다. 수도권은 PM₁₀이 오전 10시에 47.7 µg/m³로 가장 높았으며, 새벽 5시에 37.8 µg/m³로 가장 낮았다. PM_{2.5}는 오전 9시에 26.2 µg/m³로 최고, 오후 5시에 21.6 µg/m³로 최저치를 나타냈다. 여름철 백령도의 PM₁₀과 PM_{2.5}는 각각 오후 4시(18.2 µg/m³), 오후 5시(13.6 µg/m³)에 최고 농도를 나타냈으며, 새벽 1시와 2시에 각각 12.6 µg/m³, 9.7 µg/m³로 최저치를 보였다. 수도권은 PM₁₀과 PM_{2.5} 모두 오후 2시에 각각 25.3 µg/m³, 16.9 µg/m³로 최고 농도로 나타났고, 밤 10시에 각각 17.6 µg/m³, 12.8 µg/m³로 최저 농도를 나타냈다. 가을철 백령도의 PM₁₀과 PM_{2.5} 농도는 각각 26.9 µg/m³, 18.1 µg/m³로 최고 농도로 나타났고, 오전 11시에 각각 23.4 µg/m³, 15.9 µg/m³로 최저 농도였다. 수도권 PM₁₀은 오전 11시에 34.5 µg/m³, PM_{2.5}는 오전 10시에 20.5 µg/m³로 최고치를 나타냈으며, 새벽 5시에 각각 26.1 µg/m³, 17.2 µg/m³로 최저 농도였다. 겨울철 백령도의 PM₁₀은 오전 6시에 38.9 µg/m³, PM_{2.5}는 오후 5시에 18.6 µg/m³로 각각 최고 농도였으며, 각각 오후 2시와 오후 8시에 33.5 µg/m³, 16.5 µg/m³로 최저 농도를 나타냈다. 수도권에서는 PM₁₀과 PM_{2.5} 모두 12시에 각각 49.7 µg/m³, 30.1 µg/m³로 최고 농도였고, 새벽 2시와 오전 6시에 각각 38.5 µg/m³, 24.7 µg/m³로 최저 농도로 나타났다. 수도권은 교통과 산업활동이 집중되는 출근 시간과 낮 시간대에 농도가 높게 나타났으며, 겨울철 난방 배출과 대기 정체로 인해 농도가 높게 유지된 것으로 판단된다.

3.6. CPF 분석

Fig. 7에 백령도와 수도권 PM_{2.5} CPF 분포를 계절별로 나타내었고, PM₁₀, PM_{1.0}의 CPF 분포는 부록 Fig. S10, S11에 나타났다. 백령도의 PM_{2.5}는 봄에 남동풍의 영향을 받았고, 겨울철에 남서풍의 영향을 받은 것으로 나타났다. 백령도 동쪽에는 항포구가 위치해 있어 선박 운항 및 항만 활동과 관련된 오염물질 배출이 이루어지고 있다. 서쪽에는 디젤엔진 기반의 화력발전소와 레미콘 공장이 위치하여 국지적인 고정 오염원으로 작용하고 있다. PM₁₀은 봄에 남동풍과 남서풍의 영향을 받

았고, 겨울철에는 남서풍의 영향을 받았다. PM_{1.0}은 계절별로 남동풍과 남서풍의 영향을 고르게 받았고, 가을철 남서풍의 영향을 받았다. 수도권의 PM₁₀은 봄에 풍향의 빈도는 낮지만 남동풍과 남풍의 영향을 주로 받았다. 여름과 가을은 뚜렷한 영향이 나타나지 않았다. PM_{2.5}는 봄에 남동풍과 남서풍 범위의 영향을 주로 받았으며 남서풍에서 고농도 현상이 나타났다. 여름과 가을은 뚜렷한 풍향의 영향이 없었고, 겨울은 남풍의 영향을 받았다. PM_{1.0}은 봄에 주로 서풍과 남동풍의 영향을 동시에 받았고, 여름과 가을은 PM₁₀, PM_{2.5}와 유사한 경향을 보였다. 겨울에는 특정 풍향의 영향을 받지 않고 남쪽 인근 지역의 배출 오염원이 높은 영향을 미친 것으로 나타났다. 수도권 대기환경연구소를 중심으로 남쪽은 폐기물 처리 및 열병합 관련 배출시설(서울 자원순환센터), 소규모 공장, 주요 도로 교통 혼잡 구간이 있어 오염원으로 작용하고 있다.

3.7. PSCF 분석

Fig. 8에 2022년 백령도와 수도권에서 발생한 PM_{2.5}의 PSCF 분석 결과를 계절별로 나타냈다. PM₁₀의 PSCF 분포는 부록 Fig. S12에 나타났다. 백령도 PM_{2.5}는 미세먼지 발생량이 증가하는 봄과 겨울에 중국의 동부지방 화동지구(산둥성, 장쑤성, 상하이, 저장성, 푸젠성 등), 중남부 지방인 중남지구(허난성, 후베이성, 후난성 등), 중국 동쪽에 위치한 발해만 지역과 산둥반도 지역의 영향을 주로 받는 것으로 나타났다. 특히 고농도의 경우는 화동 지역의 편서풍 영향을 크게 받는 것으로 분석되었다. 여름은 남동풍, 북서풍, 남서풍의 영향이 비교적 골고루 나타났으며, 남동풍의 영향을 크게 받는 것으로 나타났다. 가을은 남동풍과 북서풍의 영향을 받았다. 수도권 PM_{2.5}는 봄에 중국 산둥반도와 발해만 지역으로부터 우리나라 서해지역을 통과하는 기류에 영향을 받았다. 여름철 중국의 산둥반도, 화동, 중남 그리고 동풍의 영향을 골고루 받는 것으로 나타났다. 가을에는 다른 계절과는 다르게 중국의 발해만 및 일본으로부터 발생한 오염원의 영향을 받는 것으로 나타났다. 겨울에는 중국 화동지역과 화북지역의 영향을 받는 것으로 나타났다. 중국 화동지역은 중국에서 경제가 빠르게 성장하는 지역으로 대표적인 공업도시인 상하이, 항저우, 난징, 창저우, 쑤저우, 우시 등이 포함되어 있으며 각종 교통망이 발달해 있다. 중국 중남지역은 중국에서 광산자원의 매장지역이 많으며 제철, 기계, 섬유 등 중공업이 발

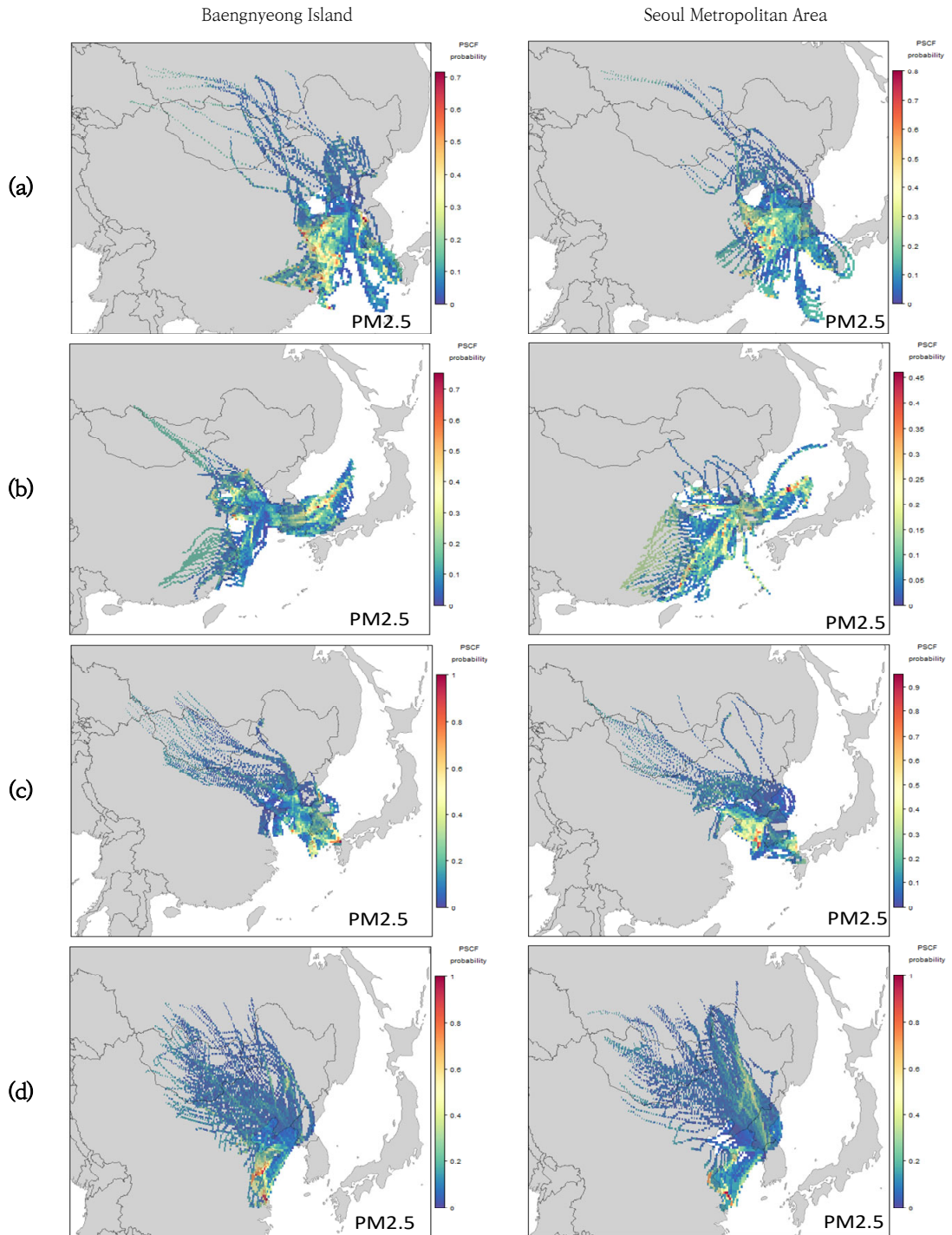


Fig. 8. Seasonal PSCF distributions of PM_{2.5} concentrations at Baengnyeong Island and Seoul Metropolitan Area. (a) Spring, (b) Summer, (c) Fall, and (d) Winter.

달한 지역이다. 중국 산둥반도는 대한민국과 가장 가까운 지역으로 한국기업 공장들이 많이 진출한 지역이다.

정리하면, 봄철 수도권은 백령도 보다 국지적 발생원의 영향이 있었고, 백령도는 서해를 거친 장거리 이동 오염원의 영향을 받는 것으로 나타났다. 여름철은 수도권과 백령도 두 지역 모두 외부 유입의 영향이 낮았고, 수도권은 국지적 배출원의 영향이 있는 것으로 나타났다. 가을철 백령도는 외부유입의 영향이 있었고, 수도권은 상대적으로 국지적 오염원이 분산되어 나타났다. 겨울철 수도권과 백령도는 장거리 이동에 의한 오염이 뚜렷하게 나타났다. CPF와 PSCF 분석 결과, COVID-19 이후에도 수도권과 백령도의 대기오염 특성은 중국 화동, 산둥, 발해만 등으로부터의 장거리 이동 영향을 지속적으로 받았다(Lee et al., 2015; Kim et al., 2018; Bae et al., 2020). COVID-19 기간 동안 국내 활동은 일시적으로 감소하였으나, COVID-19 전후를 비교하면 수도권에서는 국내 활동 회복으로 국지적 기여가 증가한 반면, 백령도는 장거리 이동의 영향이 여전히 우세하였다(Han et al., 2020; Kim et al., 2022). 백령도 CPF에서 확인된 남동풍 및 남서풍 기류의 고농도 영향이 PSCF에서도 중국 화동·산둥 지역으로부터의 장거리 이동과 일관성을 보였다. 수도권 CPF에서 나타난 남쪽·남동쪽 배출원의 영향이 PSCF에서 중국 산둥반도 및 발해만 지역을 거쳐 유입되는 장거리 수송과 일관성을 보였다. 가을철 수도권의 경우 CPF에서 뚜렷한 풍향 영향이 없었던 반면, PSCF에서는 발해만 및 일본 기류의 영향이 나타났다.

4. 결론

본 연구는 2022년 백령도와 수도권 미세먼지의 시공간적 특성과 오염원 기여를 비교하여 분석하였다. 백령도의 미세먼지 농도는 늦가을부터 봄철까지 증가하는 추세를 보였으며, 겨울철에 최고치를 기록하였다. 반면, 여름에서 초가을까지는 국외 유입이 감소하여 비교적 낮은 농도를 유지하였다. 일변화는 밤과 새벽에 농도가 증가하였다. 수도권의 미세먼지 농도는 교통, 산업, 난방 등 국지적 배출원의 영향으로 늦가을부터 증가하여 겨울철과 봄에 가장 높게 나타났고, 여름철이 가장 낮았다. 수도권 미세먼지 농도는 봄철 낮시간에 감소하는 경향이 나타났으며, 나머지 계절에는 낮에 증가하고 밤에 감소하였다. 백령도와 수도권 미세먼지 농도는

대부분 주중보다 주말이 높게 나타났다. 특히, 수도권은 주중 수요일에 농도가 가장 높아 산업활동이 가장 높은 요일로 사료된다. 백령도와 수도권 두 지역 모두 겨울철과 봄철에는 중국 북부 및 동부 지역으로부터의 장거리 이동성 유입의 영향이 강하게 나타났으며, 여름철과 가을에는 외부 유입이 전반적으로 낮게 나타났고 여름보다는 가을이 다소 높았다.

평균 기류의 이동시간을 고려한 백령도와 수도권 간의 상관관계는 황사 기간을 제외하면 낮은 것으로 나타났다. 백령도와 수도권의 PM_{2.5}, PM₁₀은 여름과 가을에 상관성이 높았고, 봄과 겨울은 상대적으로 낮게 나타났다. 백령도의 PM_{2.5}/PM₁₀ 비는 여름철(6월, 7월)에 0.62, 0.55로 상대적으로 높게 나타나 주로 국지적 요인의 영향을 받았고, 늦가을부터 봄철까지 0.45~0.59 범위를 유지하여 국지적 요인과 장거리 이동의 영향을 함께 받은 것으로 사료 된다.

CPF 분석 결과 백령도의 봄철에는 항만시설이 있는 동풍에서 고농도 사례가 나타났다. 여름과 가을에는 특정 풍향의 영향이 뚜렷하지 않았다. PSCF 분석 결과 백령도는 겨울철에는 장거리 이동 오염원 및 황사의 영향을 크게 받았으며, 여름의 PM_{2.5}/PM₁₀이 높게 나타나 이차생성 에어로졸의 영향이 큰 것으로 나타났다. 봄철에는 중국 화동 지역, 발해만, 산둥반도에서 유입되는 서풍의 영향으로 외부 오염원이 유입되었으며, 늦겨울부터 이른 봄 사이 국외에서 발생한 황사의 영향도 관찰되었다. 봄철에는 산둥반도, 화북 지역(베이징 인근), 서해 중부 지역의 영향이 나타났고, 여름에는 외부 유입의 영향이 낮았다. 가을철에는 산둥반도 남부, 양쯔강 하류 일대의 영향이 있었고, 겨울철에는 중국 화북 지역(베이징 등), 산둥반도, 발해만 일대의 영향이 관찰되었다. COVID-19로 인한 일시적 배출 감소 이후에도 수도권과 백령도는 여전히 중국 동부 지역으로부터의 장거리 이동 영향을 지속적으로 받았으며, 국내 산업활동 회복으로 수도권의 국지적 기여가 상대적으로 증가하였다. 본 연구는 미세먼지의 시공간적 변동성을 배경지역과 대도시권을 동시에 분석함으로써, 장거리 이동과 국지적 배출의 상대적 기여를 규명하였다.

감사의 글

본 연구는 환경부의 재원으로 국립환경과학원의 지원을 받아 수행한 연구과제입니다(NIER-2025-01-01-011).

REFERENCES

- Ashbaugh, L. L., Malm, W. C., Sadeh, W. Z., 1985, A Residence time probability analysis of sulfur concentrations at Grand Canyon National Park, *Atmos. Environ.*, 19(8), 1263-1270.
- Bae, M., Kim, H. C., Kim, E., Kim, S., 2020, A Multiscale tiered approach to quantify contributions: A Case study of PM_{2.5} in South Korea during 2010-2017, *Atmosphere*, 11(2), 141.
- Bahadur, R., Feng, Y., Russell, L. M., Ramanathan, V., 2012, Solar absorption by elemental and brown carbon determined from spectral observations, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 109(43), 17366-17371.
- Cho, S., Kim, S., Kim, H. C., Lee, H., Park, R. J., 2021, Development of the Global to Mesoscale Air Quality Forecast and Analysis System (GMAF) and its application to PM_{2.5} forecast in Korea, *Atmosphere*, 12(3), 411.
- Choi, W., Park, M., Kang, H., Kim, Y. P., 2022, Recent air quality deterioration on weekends in Seoul, South Korea: A Focus on external contribution, *Asia-Pac. J. Atmos. Sci.*, 59(5), 531-543.
- Collivignarelli, M. C., Abbà, A., Bertanza, G., Pedrazzani, R., Ricciardi, P., Carnevale Miino, M., 2020, Lockdown for COVID-2019 in Milan: What are the effects on air quality?, *Sci. Total Environ.*, 732, 139280.
- Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Speizer, F. E., 1993, An Association between air pollution and mortality in six U.S. cities, *N. Engl. J. Med.*, 329(24), 1753-1759.
- Du, Q., Zhao, C., Zhang, M., Dong, X., Chen, Y., Liu, Z., Hu, Z., Zhang, Q., Li, Y., Yuan, R., Miao, S., 2020, Modeling diurnal variation of surface PM_{2.5} concentrations over East China with WRF-Chem: Impacts from boundary-layer mixing and anthropogenic emission, *Atmos. Chem. Phys.*, 20, 2839-2863.
- Fiore, A. M., Naik, V., Leibensperger, E. M., 2015, Air quality and climate connections, *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 65(6), 645-685.
- Gao, J., Wang, K., Wang, Y., Liu, S., Zhu, C., Hao, J., 2015, The variation of chemical characteristics of PM_{2.5} and PM₁₀ and formation causes during two haze pollution events in urban Beijing, China, *Atmos. Environ.*, 107, 1-8.
- Hallquist, M., Wenger, J. C., Baltensperger, U., Rudich, Y., Simpson, D., Claeys, M., Dommen, J., Donahue, N. M., George, C., Goldstein, A. H., Hamilton, J. F., Herrmann, H., Hoffmann, T., Iinuma, Y., Jang, M., Jenkin, M. E., Jimenez, J. L., Kiendler-Scharr, A., Maenhaut, W., McFiggans, G., Mentel, Th. F., Monod, A., Prévôt, A. S. H., Seinfeld, J. H., Surratt, J. D., Szmigielski, R., Wildt, J., 2009, The formation, properties and impact of secondary organic aerosol: Current and emerging issues, *Atmos. Chem. Phys.*, 9(14), 5155-5236.
- Han, B. S., Park, K., Kwak, K. H., Park, S. B., Jin, H. G., Moon, S., Kim, J. W., Baik, J. J., 2020, Air quality change in Seoul, South Korea under COVID-19 social distancing: Focusing on PM_{2.5}, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17(17), 6208.
- Jimenez, J. L., Canagaratna, M. R., Donahue, N. M., Prevot, A. S. H., et al., 2009, Evolution of organic aerosols in the atmosphere, *Science*, 326(5959), 1525-1529.
- Kanakidou, M., Seinfeld, J. H., Pandis, S. N., Barnes, I., Dentener, F. J., Facchini, M. C., Van Dingenen, R., Ervens, B., Nenes, A., Nielsen, C. J., Swietlicki, E., Putaud, J. P., Balkanski, Y., Fuzzi, S., Horth, J., Moortgat, G. K., Winterhalter, R., Myhre, C. E. L., Tsigaridis, K., Vignati, E., Stephanou, E. G., Wilson, J., 2005, Organic aerosol and global climate modelling: A Review, *Atmos. Chem. Phys.*, 5(4), 1053-1123.
- Kang, C. M., Lee, H. S., Kang, B. W., Lee, S. K., Sunwoo, Y., 2004, Chemical characteristics of acidic gas pollutants and PM_{2.5} species during hazy episodes in Seoul, South Korea, *Atmos. Environ.*, 38(28), 4749-4760.
- Kang, S., Park, G., Park, T., Ban, J., Kim, K., Seo, Y., Seo, S., Choi, J., Bae, M. S., Lee, T., 2020, Semi-continuous measurements of water-soluble organic carbon and ionic composition of PM_{2.5} in Baengnyeong Island during the 2016 KORUS-AQ campaign, *Asian J. Atmos. Environ.*, 14(3), 307-318.
- Kim, N. K., Kim, Y. P., Shin, H. J., Lee, J. Y., 2022, Long-term trend of the levels of ambient air pollutants of a megacity and a background area in Korea, *Appl. Sci.*, 12, 4039.
- Kim, S. M., Kim, K. S., Hyun, S. S., Kim, J. H., Kim, M. C., Kim, B. J., Lee, K. H., 2018, Chemical composition and source apportionment of PM_{2.5} in Jeju City in 2017, *J. Korean Soc. Environ. Anal.*, 21(2), 61-70.
- Kim, Y., Jeon, K., Park, J., Shim, K., Kim, S. W., Shin, H. J., Yi, S. M., Hopke, P. K., 2022, Local and transboundary impacts of PM_{2.5} sources identified in Seoul during the early stage of the COVID-19 outbreak, *Atmos. Pollut. Res.*, 13, 101510.

- Kim, Y., Lee, H., Kim, S., Lee, J., 2018, Characterization of PM_{2.5} and identification of transported secondary and biomass burning contribution in Seoul, Korea, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25(5), 4330-4343.
- Kwon, S., Won, S. R., Lim, H. B., Hong, S. C., Lee, Y. M., Jung, J. Y., Choi, S. D., Lee, S. J., Oh, S., Kim, J. Y., Kim, Y. P., Shin, H. J., Lee, J. Y., 2023, Relationship between PM_{1.0} and PM_{2.5} in urban and background areas of Republic of Korea, *Atmos. Pollut. Res.*, 14, 101858.
- Kwon, S., Youn, J. S., Kim, H. K., Park, R. J., 2022, Seasonal variation of chemical compositions in PM_{1.0} in the atmosphere of Seoul, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 38(6), 852-868.
- Lee, D., Kim, Y., Kang, M., Lee, S., 2019, Analysis of a severe PM_{2.5} episode in the Seoul metropolitan area in South Korea from 27 February to 7 March 2019: Focused on estimation of domestic and foreign contribution, *Atmosphere*, 10(12), 756.
- Lee, H. Y., Yu, G. H., Park, H. J., 2022, Characteristics of PM_{2.5} pollution and long-range atmospheric transport in background areas (Baengnyeong and Jeju Islands), *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 38(4), 524-541.
- Lee, T., Choi, J., Lee, G., Ahn, J., Park, J. S., Atwood, S. A., Schurman, M., Choi, Y., Chung, Y., Collett, J. L. Jr., 2015, Characterization of aerosol composition, concentrations, and sources at Baengnyeong Island, Korea using an aerosol mass spectrometer, *Atmos. Environ.*, 120, 297-306.
- Li, P., Xin, J., Wang, Y., Wang, S., et al., 2018, Chemical characteristics and source apportionment of PM_{2.5} and long-range transport from Northeast Asia continent to Niigata in eastern Japan, *Aerosol Air Qual. Res.*, 18(4), 938-956.
- Lim, J., Kim, H. K., Kwon, H. M., Song, C. H., 2022, Evaluation of the ammonia emission sensitivity of secondary inorganic aerosol concentrations measured by the national reference method, *Atmos. Environ.*, 270, 118903.
- Lung, S. C. C., Tsou, M. C. M., Cheng, C. H. C., Setyawati, W., 2024, Peaks, sources, and immediate health impacts of PM_{2.5} and PM₁ exposure in Indonesia and Taiwan with microsensors, *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, 35, 264-277.
- Lv, S., Liu, X., Li, Z., Lu, F., Guo, M., Liu, M., Wei, J., Wu, Z., Yu, S., Li, S., Li, X., Gao, W., Tao, L., Wang, W., Xin, J., Guo, X., 2023, Causal effect of PM₁ on morbidity of cause-specific respiratory diseases based on a negative control exposure, *Environ. Res.*, 216, 114746.
- Ministry of Environment, 2019, Comprehensive Plan on Fine Dust Management (Phase 1, 2017-2021), Ministry of Environment, Sejong, Korea.
- Ministry of Environment, 2024, The 2nd Comprehensive Plan on Fine Dust Management (2025-2029), Ministry of Environment, Sejong, Korea.
- Nakada, L. Y. K., Urban, R. C., 2020, COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during the partial lockdown in Sao Paulo state, Brazil, *Sci. Total Environ.*, 730, 139087.
- Nguyen, H. T., Kim, K. H., 2006, Comparison of spatiotemporal distribution patterns of NO₂ between four different types of air quality monitoring stations, *Chemosphere*, 65(2), 201-212.
- Oh, S. H., Kim, Y. J., Lee, D. W., 2017, Spatial distribution of PM_{1.0} major compounds from long range transport at the Baegryungdo super site: Relationship between PSCF and cluster analysis, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 33(4), 411-423.
- Oh, S., Kim, J. Y., Won, S. R., Kwon, S., 2023, Comparison of the chemical characteristics and source apportionment of PM_{1.0} and PM_{2.5} using real-time air quality monitoring network data of air pollutants, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 39(4), 448-468.
- Park, E. H., Kim, Y. P., Kang, C. M., 2020, Long term trends of chemical constituents and source contributions of PM_{2.5} in Seoul, *Chemosphere*, 251, 126371.
- Park, H., Ahn, J., Park, J., Cho, S., 2023, Characteristics of multi-day PM_{2.5} episode from 2015 to 2021 in Seoul, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 39(6), 1022-1037.
- Park, T., Ban, J., Kang, S., Ghim, Y. S., 2018, Chemical characteristics of PM₁ using aerosol mass spectrometer at Baengnyeong Island and Seoul Metropolitan Area, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 34(3), 430-446.
- Sung, M. Y., Choi, M. H., Park, J. S., Kim, H. J., Jeon, H. E., Ahn, J. Y., Lee, S. B., Kim, J. S., 2018, Chemical composition of the ambient PM_{2.5} in 2014 over Korea, *Global Environ. Res.*, 22, 55-64.
- Szulejko, J. E., Kumar, P., Kim, K. H., 2018, Short and long-term temporal changes in air quality in a Seoul urban area: The weekday/Sunday effect, *Sustainability*, 10(4), 1248.
- Tie, X., Wu, D., Basseur, G., 2009, Lung cancer mortality and exposure to atmospheric aerosol particles in Guangzhou, China, *Atmos. Environ.*, 43, 2375-2377.

Vuong, Q. T., Kim, S., Lee, H., 2020, Effects of the COVID-19 lockdown on criteria air pollutants in the city of Daegu, the epicenter of South Korea's outbreak, Environ. Sci. Pollut. Res., 27(36), 45983-45991.

Zhao, D., Chen, H., Yu, E., Luo, T., 2019, PM_{2.5}/PM₁₀ ratios in eight economic regions and their relationship with meteorology in China, Adv. Meteorol., Article ID 3018239.

-
- Research Fellow. Jun-Hyun Park
Atmospheric Environmental Research Department, Air Quality Research Division, National Institute of Environmental Research (NIER)
pjh4456@korea.kr
 - Director of Research. Joon Yeob Lee
R&D Center SEEDPARTONE Inc.
jylee@seedpartone.com
 - Research Assistant. Yu-Jin Choi
Atmospheric Environmental Research Department, Air Quality Research Division, National Institute of Environmental Research (NIER)
yjchoi0112@korea.kr
 - Assistant Professor. Zaeem Bin Babar
Institute of Energy and Environmental Engineering
University of the Punjab
zaeem.ieee@pu.edu.pk

-
- Researcher. Seok-Jun Seo
Atmospheric Environmental Research Department, Air Quality Research Division, National Institute of Environmental Research (NIER)
vince007@korea.kr
 - Senior Researcher. Joon Young Ahn
Atmospheric Environmental Research Department, Air Quality Research Division, National Institute of Environmental Research (NIER)
nierair@korea.kr
 - Professor. Ho-Jin Lim
Department of Environmental Engineering Kyungpook National University
hylim@knu.ac.kr

Appendices

Table S1. Specifications of the PM measurement instrument

BAM-1020	Specifications
Principle	β -ray attenuation
Detector	Plastic Scintillation Probe
β -ray Source	^{14}C (Carbon-14) $60\mu\text{Ci}$ ($2.22 \times 10^6\text{Beq}$)
Resolution	$\pm 2/\text{m}^3$
Accuracy 1hr	$< 8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\pm 8\%$)
Accuracy 24hr	$< 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\pm 2\%$)
Lower detection limit(2 σ) 24h	$< 1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Standard range	0 ~ 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Flow rate	16.7 L/min
Measurement cycle time	1hr(Sampling time : 45 min, β -ray count time : 8min)
Calibration	Internal standard film using every 1hr
Span stability(1 month)	$\pm 4\%$
Filter type	Glass fiber tape(30mm \times 21m)

Table S2. Monthly PM_{2.5} concentrations at background measurement stations between 2020 – 2022

Site	Year	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.
		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Baengnyeongdo (Ongjin, Incheon)	2020	22.8	25.9	20.4	21.4	15.6	15.8	14.9	13.6	14.4	18.1	16.3	23.5
	2021	19.5	26.2	36.3	21.9	25.2	18.5	16.6	14.2	12.8	15	22.6	19.4
	2022	18.8	19.9	18.7	23.2	19.3	10.7	14.3	11.3	13.5	16.9	20.8	14.5
Deokjeokdo (Ongjin, Incheon)	2020	23.9	23.2	20.8	19.1	16.4	17.1	12.4	9.5	8.4	14.2	18.7	19.4
	2021	17.6	26.1	30.4	17.7	20.4	16.6	11.7	9.1	7.8	13.4	22.4	22.8
	2022	24.5	21.7	18.6	18.6	12.7	8.2	10.4	4.3	10.7	15.8	20.3	17.4
Padori (Taeon, Chungcheongnam-do)	2020	27.5	29.8	26.5	21.5	16.3	17.4	16.5	14.4	-	-	26.8	26.8
	2021	24.4	27.5	35.4	21.2	28	24.3	19.7	13.8	10.6	23	32.1	30.9
	2022	32.1	30.7	30	28.2	26.2	16.4	19.1	12.6	20.7	27.7	32.4	15.7
Taehari (Ulleung, Gyeongsangbuk-do)	2020	12.8	14.5	14.3	14.9	12.2	10.8	7.3	12.9	8.2	10.6	12.1	14.2
	2021	10.9	17.2	15	13.6	14.5	13.2	5.9	7.4	6.3	8.6	13.8	13.4
	2022	14.3	15.5	20.4	17.5	17.4	10.3	6.1	9.4	7	11	19.9	18.8
Jeoguri (Geoje-si, Gyeongsangnam-do)	2020	15.9	20.1	22.2	16.6	16.6	14.6	8	19.1	-	14.8	14.9	15.7
	2021	15.1	17.6	20.9	13.5	16.5	9.3	13.5	17.3	19.9	25.6	31.6	24.9
	2022	22.6	20.5	22.5	16.9	18.4	12.4	14.4	5.4	8.3	10.2	16.5	15.2
Gosanri (Wonju-si, Gangwon-do)	2020	18.8	22.5	14.7	17.4	17.2	11.8	9.6	18.1	11.8	13.2	12.1	13.1
	2021	13.6	18.7	20.4	11.6	13.7	12	7.8	6.2	5.6	9.4	13.8	11.7
	2022	10.6	15	14.5	12.1	12.7	10.4	10.8	8.1	15.5	15.5	20.4	13.7
Seoul Capital area (Eunpyeong-gu, Seoul)	2020	29.6	29.6	26.1	21	20.4	20.9	14.5	17.2	10	18.4	24.8	26.4
	2021	20.1	29.4	33.5	19.4	20.4	25.5	17.6	11.2	8.4	16.7	30.7	25.4
	2022	30.7	29.2	26.2	27	18.8	16.3	15.8	12	13.9	16	25.9	21
Seoul (Mean Area)	2020	28.8	28.1	25.1	20.6	18.9	20.5	13.4	14.4	10.7	17.1	24.1	26.8
	2021	21.1	29.4	32.3	18.6	19.9	19.1	15.2	12.9	7	13.3	26.4	23.1
	2022	28.8	25.5	21.2	21.8	16.8	12.4	16	11.4	11.5	13.8	22.3	19.4
Incheon (Mean Area)	2020	27.2	22.9	21.1	16.4	15.5	17.1	13.5	13.9	10.4	15.3	20.6	23.9
	2021	19.9	27.9	32.9	18.7	20.2	22.9	18.6	13.2	8.3	13.7	25.5	23.7
	2022	27.9	24.3	22.5	21.5	16.5	12.1	17.8	11.5	14	16.7	23.6	19.9
Gyeonggi (Mean Area)	2020	31.1	28.8	25.7	20.2	19	21.4	13.2	13	11.3	18.9	25.3	28.7
	2021	22.3	30.5	33.4	18.6	20.9	20.9	14.5	12.6	7.9	14.9	27.3	24.6
	2022	30.6	26.7	24	22.3	17.3	12.7	14.9	10.5	12.1	16.5	25.3	22.1

Table S3. Monthly PM₁₀ concentrations at background measurement stations between 2020 – 2022

Site	Year	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.
		ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³	ug/m ³
Baengnyeongdo (Ongjin, Incheon)	2020	36.3	39.4	42	46.4	29.5	29.8	24.6	18.5	24.4	35	33.3	37.8
	2021	37.8	44.7	73	47.7	56.3	29.9	29.9	32.5	26.4	33	44	41.5
	2022	37.6	41.9	42	49.6	33.6	14.7	17.9	13.8	22.2	22.6	31.3	28.4
Deokjeokdo (Ongjin, Incheon)	2020	37.2	35.2	39.2	42.1	31.5	31	21	15.2	20.5	31.1	35.4	33.1
	2021	35	43	62.4	40.7	53	28.2	20.5	19.2	16.4	23.6	37.6	35.5
	2022	34	35.5	39.6	41	30.3	17.5	19	12	22.6	26	36	26.9
Padori (Taeon, Chungcheongnam-do)	2020	45.2	45.9	49.8	47	36.5	31.1	22.6	26.8	-	-	46	41.6
	2021	48.9	54.6	74	44.8	56.8	31.9	30.9	25.5	24.4	40.3	56.1	53.8
	2022	52.1	52.6	51.5	47.6	42.6	25.6	32.1	32.2	44.6	50.4	55.5	-
Taehari (Ulleung, Gyeongsangbuk-do)	2020	17.1	21.4	27.4	28.5	27.6	21.3	13.3	19.5	17.4	21.7	23.6	21.6
	2021	22.4	30.1	42.9	32.1	33.2	19.8	9.8	15.1	13	16.5	23.1	19.7
	2022	20	25.3	34	31.7	28.8	18.1	9.2	11.1	13.6	14.9	24.9	21.2
Jeoguri (Geoje-si, Gyeongsangnam-do)	2020	22.1	27	36.6	28.8	24.3	19.7	13.6	22.9	-	22.8	22.2	22.9
	2021	30.3	27.3	57.2	31.6	37.8	15.8	17.5	25.7	26.5	32.8	44.5	31.3
	2022	26.9	26	28.8	22.8	21.4	12.8	14.8	9.6	16.5	16.6	24.1	24
Gosanri (Wonju-si, Gangwon-do)	2020	32.4	36.3	34.3	38.5	30.8	21.1	18.1	30.2	24.9	34.4	30.3	26.3
	2021	33.6	29	46.9	40.4	44.7	22.2	17.3	16.9	17	25.7	39.4	28.1
	2022	22.4	26.4	34	28.6	-	-	-	-	30.6	32.6	37.8	27.4
Seoul Capital area (Eunpyeong-gu, Seoul)	2020	47.1	47.6	50.2	48.7	42.6	44.6	24	22.9	16.5	33.6	42.1	43
	2021	39.1	50.3	69.3	43.4	36.2	34.8	23	19.4	16	28.8	47.8	40.4
	2022	44.9	43.6	43.9	48	36.2	22.6	22	19.7	23.5	26.9	41.6	39.7
Seoul (Mean Area)	2020	42.5	41.2	45.1	43.8	34.8	36.4	20.9	22.8	19.2	33.4	41.8	41.7
	2021	37.8	48	67.1	41.8	60.9	32.6	23.9	21.5	14.6	26.9	45.2	38.7
	2022	43.4	39.9	41.4	45	33.2	22.3	24.7	20.1	22.3	25.1	39.1	37.6
Incheon (Mean Area)	2020	42.5	36.8	41.4	38.6	31.2	32.1	21.4	24	20.4	33.5	38.9	39.1
	2021	37.5	46.3	69.3	42	59.1	36.2	28.9	22.2	15.9	28.2	44.2	39.1
	2022	41.8	38	41.7	44	31.9	20.9	26.5	21	26.1	29.6	41.1	37.6
Gyeonggi (Mean Area)	2020	47.2	43.8	49	47.1	37.7	40.7	23.3	23.9	22.3	38.5	45.1	45.8
	2021	41.8	51.7	72.4	46.4	64.3	37	26.3	24.6	17.5	30.9	47.7	41.3
	2022	45.6	41.9	45.7	47.2	35.4	23.4	25.4	20.4	24.2	29.4	43.9	39.3

Table S4. Linear regression results for PM concentrations between Baengnyeong Island and the Seoul Metropolitan Area

Period / Condition	Species	Regression Equation	R ²
All period (real-time)	PM ₁₀	y = 0.6136x + 9.3146	0.28
	PM _{2.5}	y = 0.4114x + 8.0994	0.41
	PM _{1.0}	y = 0.4247x + 6.8755	0.23
6-hr transport considered	PM ₁₀	y = 0.8213x + 1.8371	0.50
	PM _{2.5}	y = 0.4777x + 6.6050	0.33
	PM _{1.0}	y = 0.4839x + 5.8683	0.30
Excluding Asian dust events	PM ₁₀	y = 0.6547x + 7.1849	0.33
	PM _{2.5}	y = 0.4627x + 6.7902	0.32
	PM _{1.0}	y = 0.4774x + 5.9408	0.30

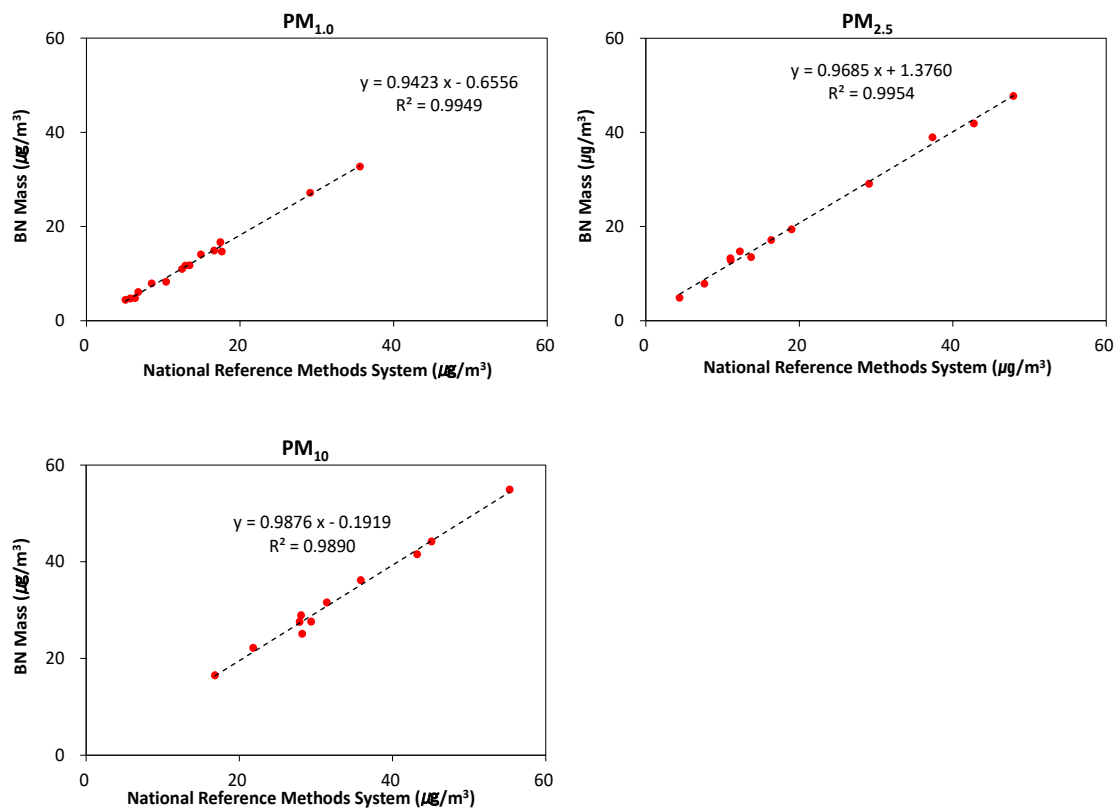


Fig. S1. Equivalency assessment results of PM_{1.0}, PM_{2.5}, and PM₁₀ mass concentration.

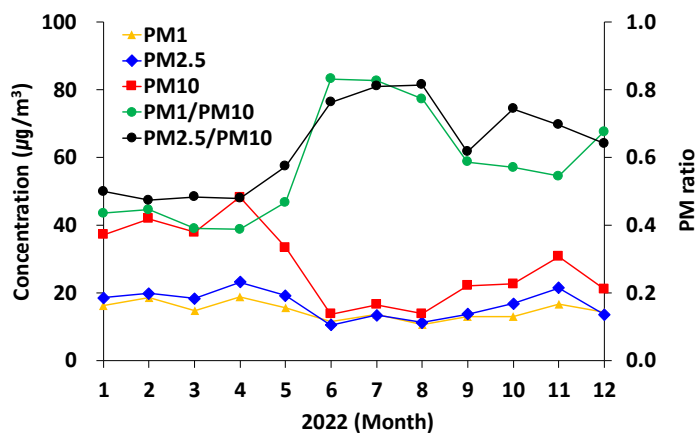


Fig. S2. PM concentrations (µg/m³) measured at a Baengnyeong Island sites in 2022 excluding Asian dust.

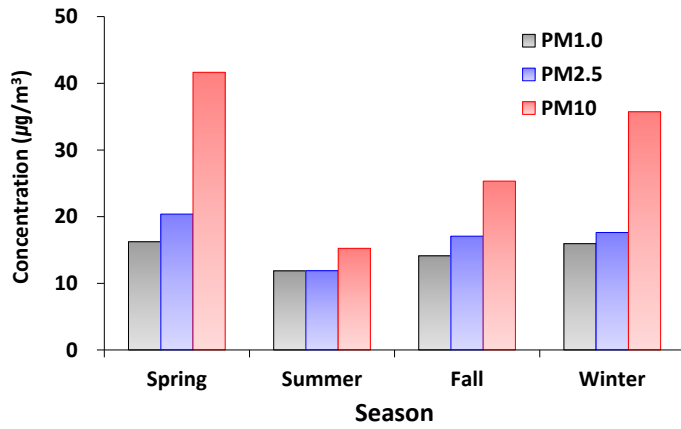


Fig. S3. Seasonal variations of PM concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) at Baengnyeong Island sites in 2022.

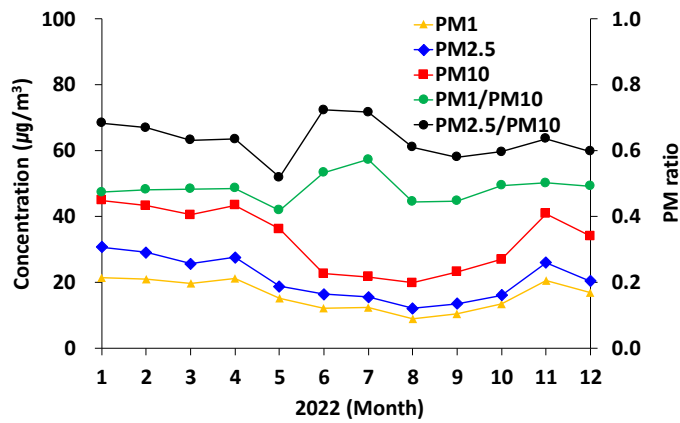


Fig. S4. PM concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) measured at Seoul Metropolitan Area sites in 2022 excluding Asian dust.

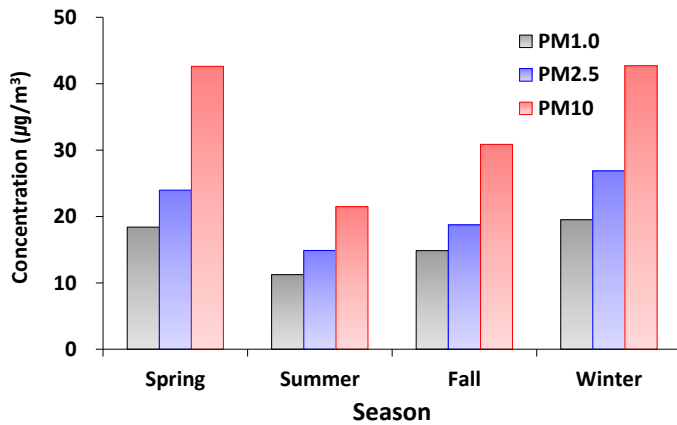


Fig. S5. PM concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Seasonal variations at Seoul Metropolitan Area sites in 2022.

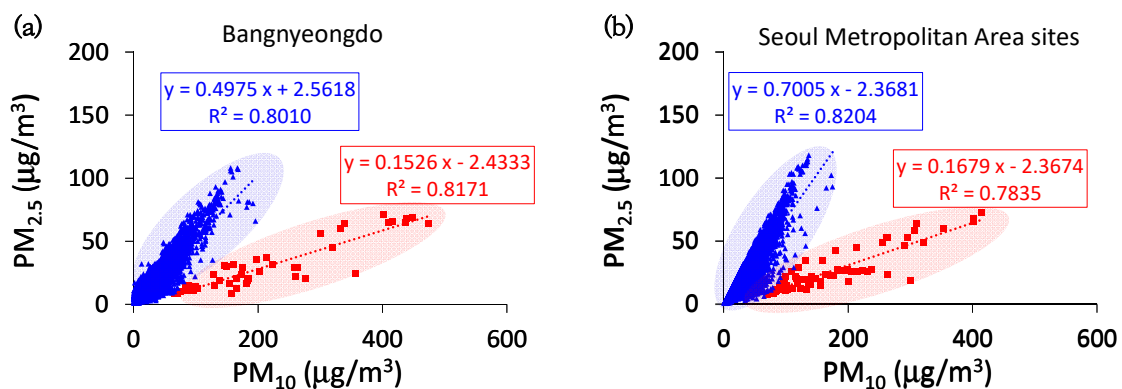


Fig. S6. Correlation analysis PM_{10} and $PM_{2.5}$ analysis at (a) Baengnyeong Island, (b) Seoul Metropolitan Area sites.

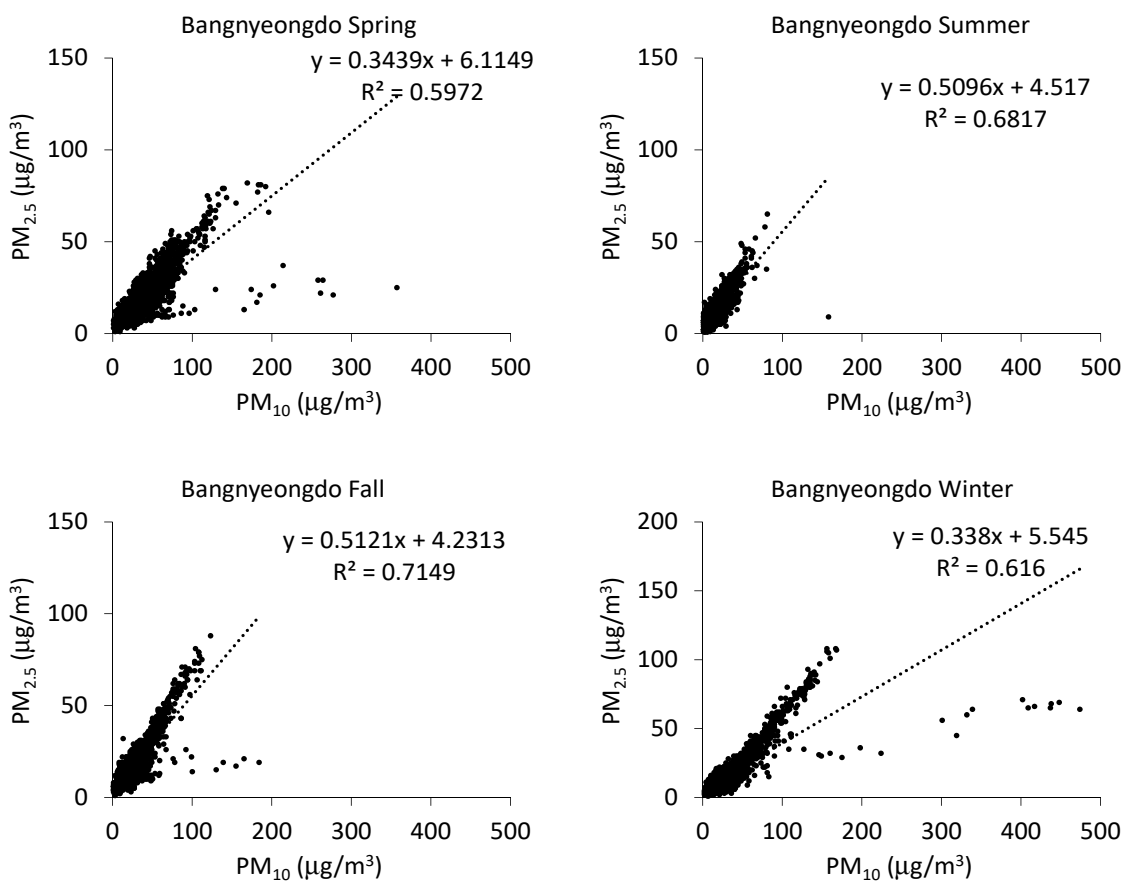


Fig. S7. Seasonal Correlation between $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentrations at Baengnyeong Island.

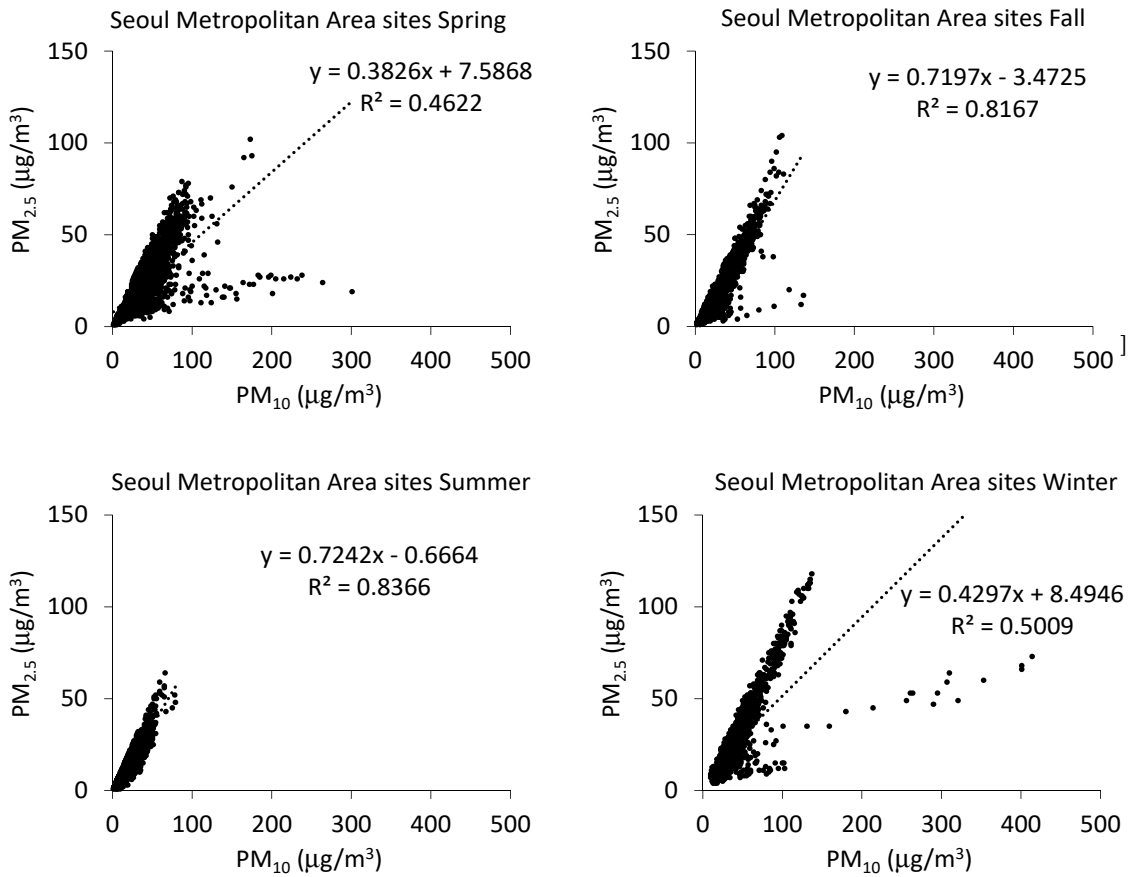


Fig. S8. Seasonal correlation between PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations at Seoul Metropolitan Area sites.

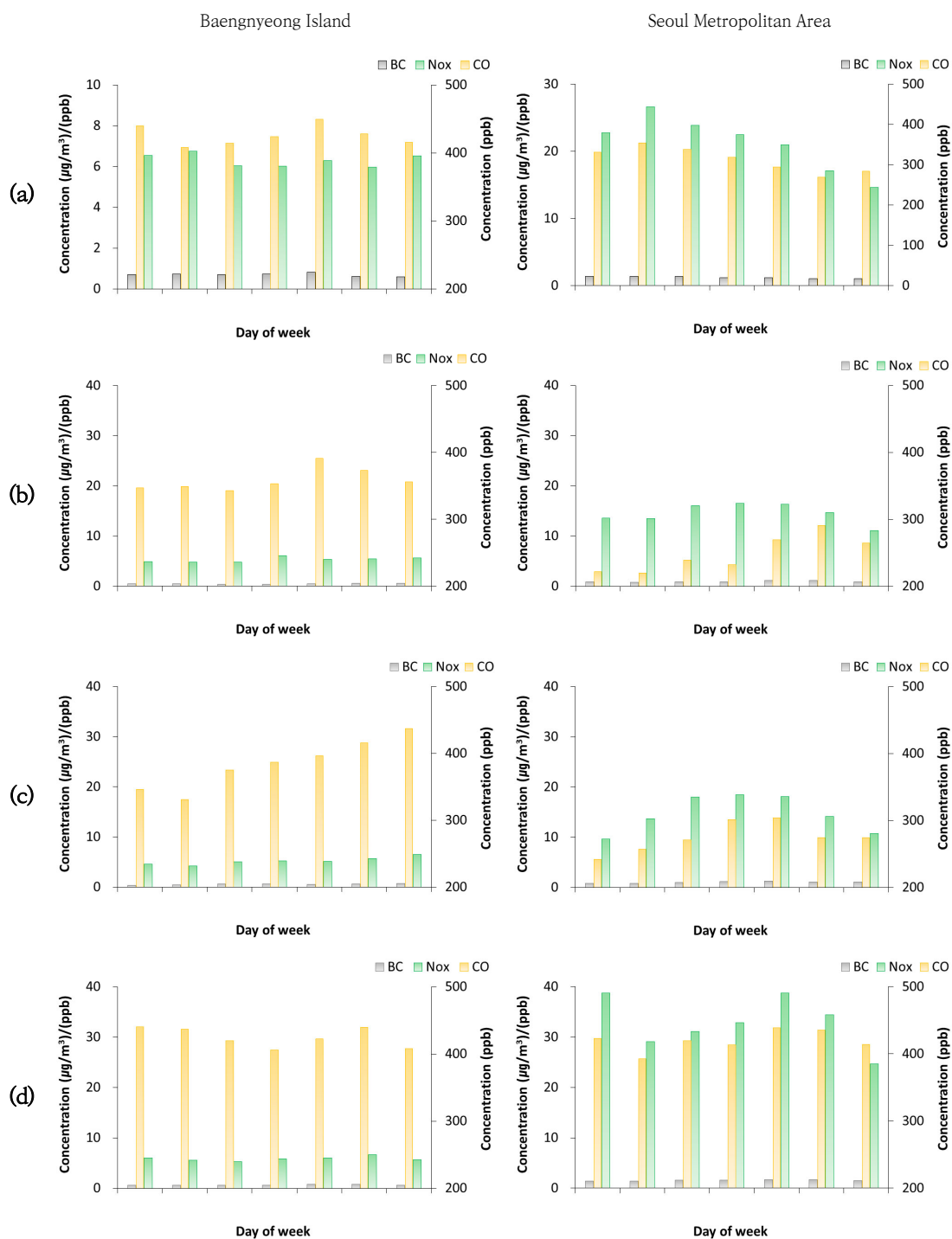


Fig. S9. Seasonal variations in weekly mean concentrations of BC, NOx and CO at Baengnyeong Island and Seoul Metropolitan Area sites at (a) spring, (b) summer, (c) fall, and (d) winter.

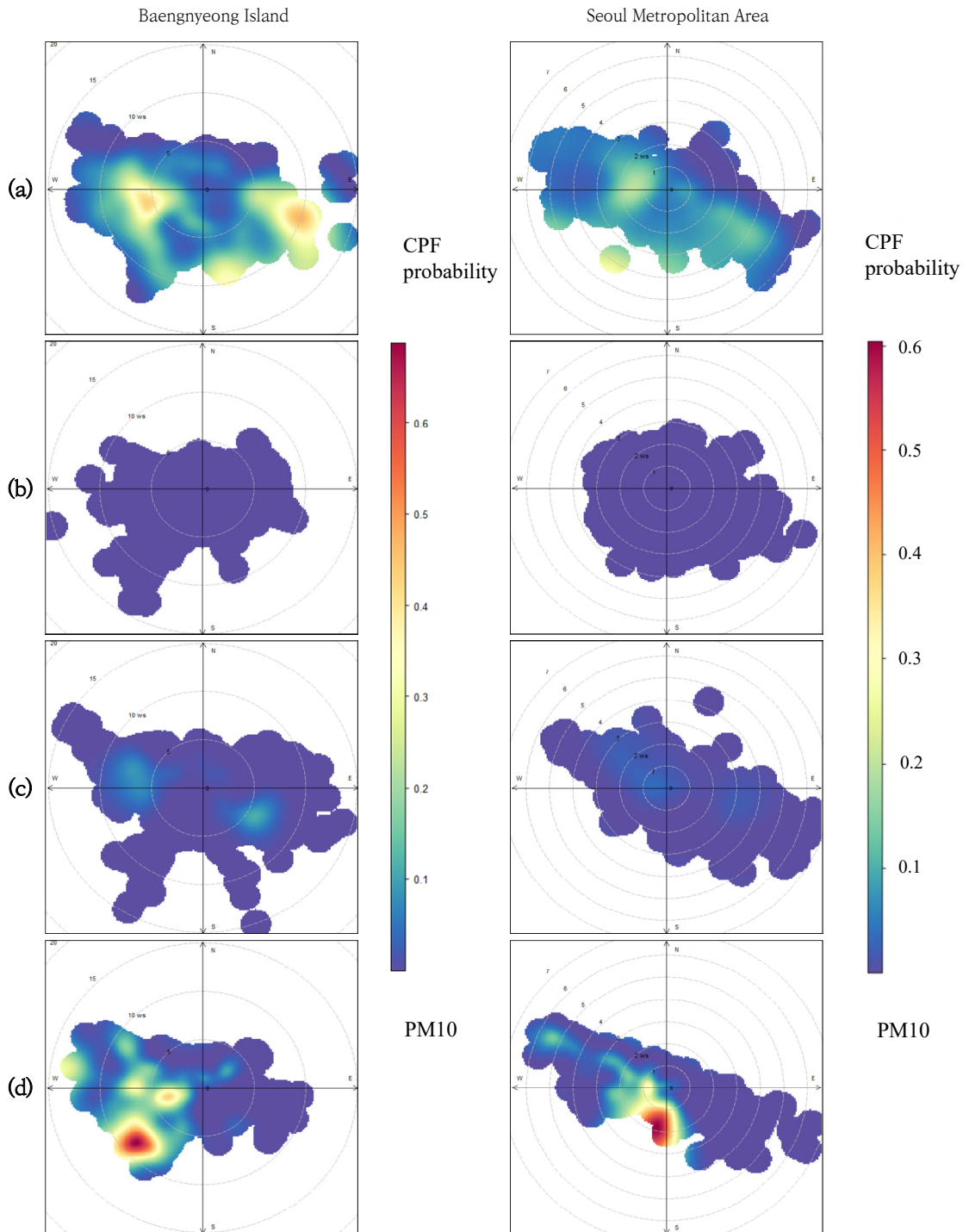


Fig. S10. Seasonal CPFs plots of PM₁₀ at Baengnyeong Island and Seoul Metropolitan Area sites. (a) Spring, (b) Summer, (c) Autumn, and (d) Winter.

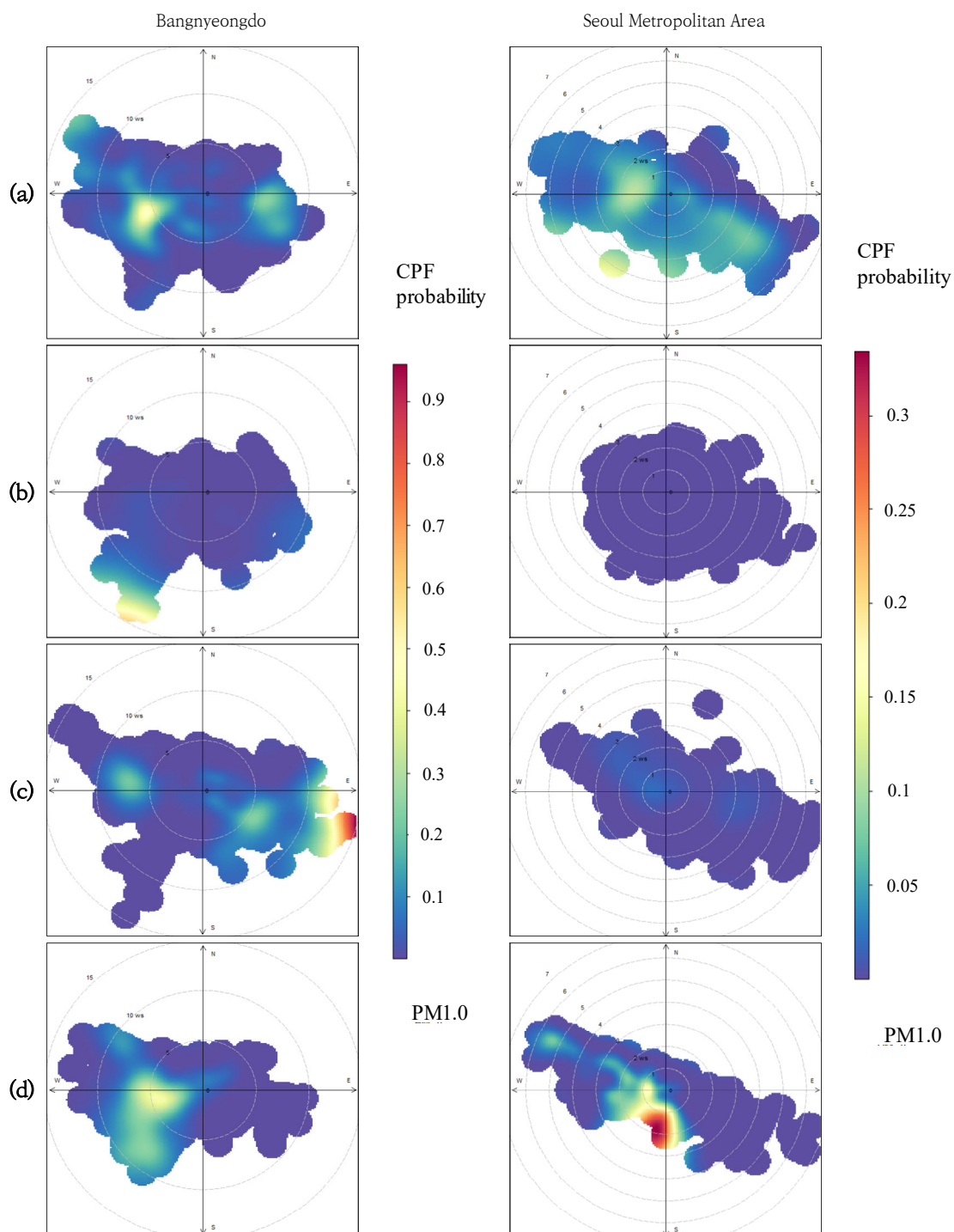


Fig. S11. Seasonal CPFs plots of PM_{1.0} at Baengnyeong Island and Seoul Metropolitan Area sites. (a) Spring, (b) Summer, (c) Fall, and (d) Winter.

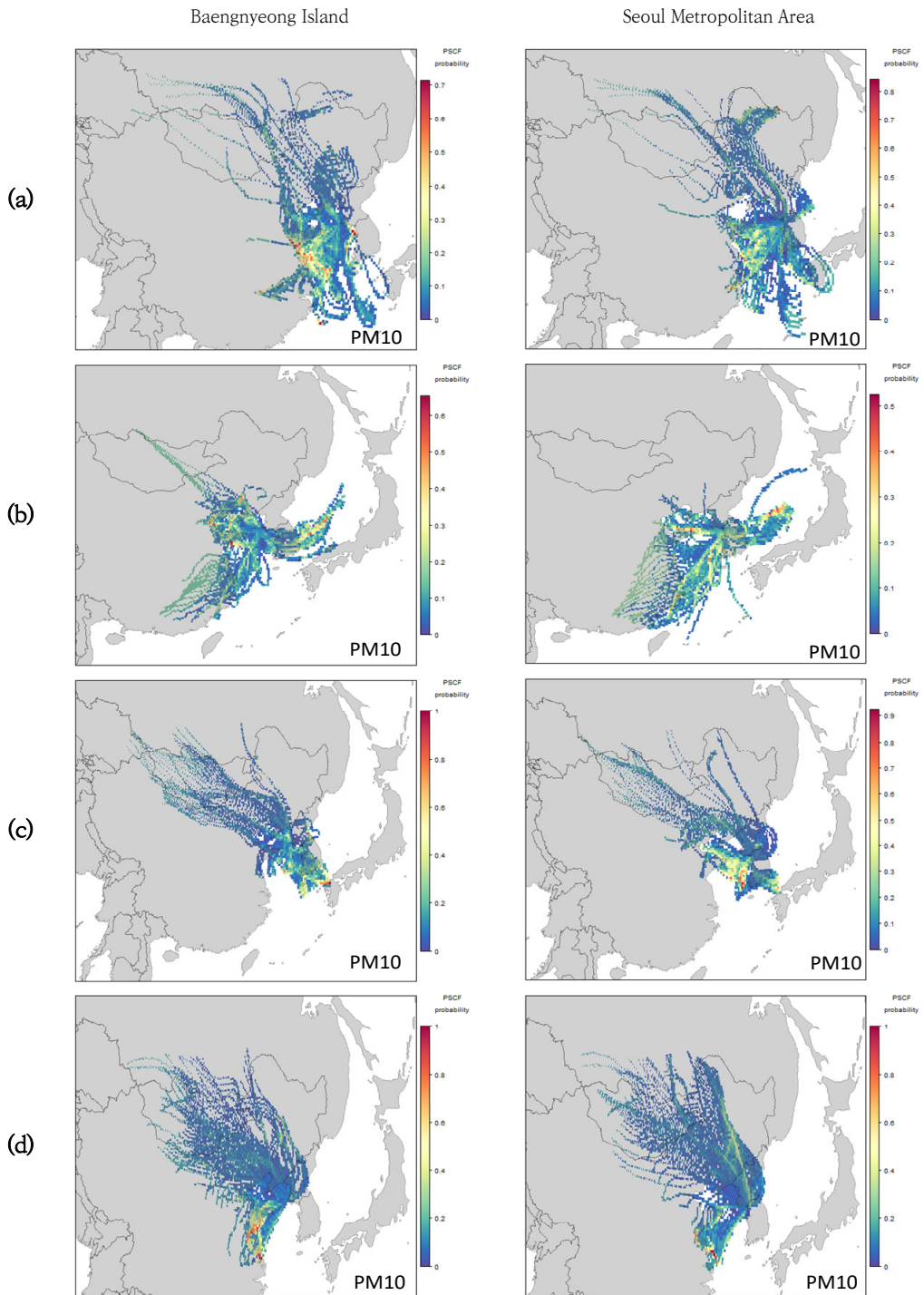


Fig. S12. Seasonal distribution of PM₁₀ PSCF at Baengnyeong Island and Seoul Metropolitan Area site. (a) Spring, (b) Summer, (c) Fall, and (d) Winter.